capítulo II

Floresta Tropical Pluvial Atlântica

Utilização da Aspiração Ambiental para o Estudo da Fauna de Culicidae em Área de Transição entre a Floresta Ombrófila Mista e Densa, no Estado do Paraná

Adriana Félix dos Anjos[a] (adriana @bio.ufpr.br), Ana Cristina Dalla Bonna[b] e Mário A. Navarro- Silva[c]
[a]Pós-Graduação em Entomologia-UFPR, bolsista CAPES
[b]Graduação-UFPR, bolsista CNPQ, PIBIC [c] Depto.de Zoologia-UFPR

1. Introdução

A grande potencialidade vetorial dos culicídeos somado ao aumento no número de pessoas infectadas, pelos diversos agentes patógenos por eles veiculados, levou a um aumento significativo no número de pesquisas dentro da família Culicidae.

Estudos em ecossistemas com reduzida ação antrópica são estratégicos para o conhecimento da biodiversidade culicidiana, gerando informações sobre a amplitude da distribuição, biologia e ecologia das espécies, podendo também auxiliar no delineamento de estratégias para o controle de possíveis vetores em condições de degradação das condições naturais.

Até o momento, estudos sobre a ecologia de culicídeos em áreas sobre influência do Ecossistema de Mata Atlântica, restringiram-se aos estados do Rio de Janeiro e de São Paulo (Guimarães *et al*, 1985, 2000a,b,c,d, 2001; Guimarães & Arlé, 1984; Guimarães & Victório, 1986, 1987; Forattini, 1986).

O objetivo do trabalho foi o conhecimento da fauna de Culicidae, utilizando-se a aspiração ambiental, em uma das poucas áreas de contato entre a Floresta Ombrófila Mista e Densa.

2. Métodos

A área de estudo, Mananciais da Serra, possui 2.249.322 hectares e pertence a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), localiza-se no município de Piraquara-Pr, distanciando-se cerca de 40 Km da capital Curitiba. O ecótono estudado possui 80% de sua área caracterizado pela Floresta Ombrófila Densa e 20% pela Floresta Ombrófila Mista, esta zona de contato entre duas grandes formações vegetacionais ocorre somente na porção leste do Estado do Paraná.

O ponto escolhido para as coletas situa-se próximo ao Reservatório do Carvalho, que possui capacidade para 800 metros cúbicos de água, utilizado para o abastecimento da cidade de Curitiba, nas coordenadas 25º30'S e 48º49'W, em altitudes variando de 1020 a 1200 metros. Nas altitudes próximas e acima de 1.200 metros nota-se a ocorrência da Floresta Ombrófila Densa Altomontana, que pelo estado de conservação aparenta ser uma floresta primária (Lacerda, 1999; Struminski, 2001).

Koehler (2002) registrou nesta formação cinqüenta e cinco espécies de árvores, caracterizadas por um dossel muito denso e compacto, formado por árvores pouco desenvolvidas, de troncos retos e de pequeno diâmetro (10 – 20 cm) cobertos por líquens e epífitas, sobressaindo-se na região a orquídea *Sophrronites coccínea*, e no subosque a presença de grandes bromélias.

Foram realizadas 25 coletas, ao nível do solo, no período de 19/XII/02 à 22/V/03 (primavera/2002, verão e outono/2003) no período matutino, através do método da aspiração ambiental, utilizando-se o aspirador inicialmente descrito por Nasci (1981), totalizando 1048 minutos de captura.

O método foi proposto para estudos de fisiologia (razão de paridade, indíce gonotrófico e análise do sangue ingerido), porém o método não é seletivo, capturando além de fêmeas um grande número de machos em seus abrigos. A captura de machos oferece vantagens, pois a identificação pela genitália masculina fornece maior grau de confiança e facilidade em comparação aos caracteres de fêmeas adultas.

A triagem dos culicídeos foi realizada no Laboratório de Entomologia Médica e Veterinária da UFPR, onde os exemplares foram montados em alfinetes entomológicos para identificação à nível específico. As espécies identificadas foram confirmadas pela Drª Maria Anice Sallum, da Faculdade de Saúde Pública de São Paulo, e posteriormente serão depositadas na Coleção Entomológica "Padre Jesus Santiago Moure", Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná.

3. Resultados

Foram coletados 414 espécimens, distribuídos em 12 gêneros e 37 espécies: *Anopheles (Kerteszia) cruzii* Dyar & Knab, 1908; *Culex (Culex) acharistus* Root, 1927; *Culex (Culex) bidens* Dyar, 1922; *Culex (Microculex) elongatus* Rozeboom & Komp, 1950; *Culex (Microculex) imitator* Theobald, 1903; *Culex (Microculex) microphyllys* Root, 1927; *Culex (Microculex) neglectus* Lutz, 1904; *Culex ocellatus* Theobald, 1903; *Limatus durhami* (Theobald, 1901); *Oclerotatus (Oclerotatus) crinifer* (Theobald, 1903), *Oclerotatus (Oclerotatus) nubilus* (Theobald, 1903), *Oclerotatus (Oclerotatus) scapularis* (Rondani, 1848), *Oclerotatus (Oclerotatus) serratus* (Theobald, 1901), *Oclerotatus (Oclerotatus) terrens* (Walker, 1956), *Onirion personatum* (Lutz, 1904), *Psorophora (Janthinosoma) ferox* (Von Humboldt, 1819); *Runchomyia (Runchomyia) reversa* Lane & Cerqueira, 1942; *Runchomyia (Runchomyia) theobaldi* Lane & Cerqueira, 1942; *Sabethes (Peytolunus) aurescens* (Lutz, 1905); *Sabethes (Sabethinus) idiogenes* Harbach, 1994; *Sabethes (Sabethinus) intermedius* (Lutz, 1905); *Sabethes (Peytonulus) undosus* (Coquillett, 1905); *Sabethes (Sabethinus) xyphydes* Harbach, 1994; *Shannoniana fluviatilis* (Theobald, 1903); *Trichoprosopon compressum* Lutz, 1905; *Trichoprosopon pallidiventer* Lutz, 1905; *Uranotaenia (Uranotaenia) calosomata* Dyar & Knab, 1907; *Uranotaenia (Uranotaenia) lowii* Theobald, 1901; *Wyeomyia (Phoniomyia) antunesi* Lane & Guimarães, 1937; *Wyeomyia (Phoniomyia) edwardsi* Lane & Cerqueira, 1942; *Wyeomyia (Phoniomyia) galvaoi* (Côrrea & Ramalho, 1956), *Wyeomyia (Phoniomyia) pallidoventer* Theobald, 1907; *Wyeomyia (Phoniomyia) quasilongirostris* (Theobald, 1907); *Wyeomyia (Phoniomyia) theobaldi* (Lane & Cerqueira, 1942); *Wyeomyia (Wyeomyia) limai* Lane & Cerqueira, 1942 e *Wyeomyia mystes/finlayi*, *Culex (Carollia)* sp.

Trichoprosopon pallidiventer foi a espécie de maior abundância (22,82%), seguida por *Shannoniana fluviatilis* (12,05%) e *Culex (Microculex) imitator* (7,94%).

As espécies de menor abundância (0,25%) foram *Culex (Carollia)* sp., *Culex (Culex) acharistus, Limatus durhamii*, *Oclerotatus (Oclerotatus) nubilus, Sabethes (Sabethinus) idiogenes, Sabethes (Sabethinus) undosus, Trichoprosopon compressum*, *Uranotaenia (Uranotaenia) lowii* e *Wyeomyia (Phoniomyia) pallidoventer,* apesar da baixa abundância estas espécies foram responsáveis por 24% da riqueza da área. Os gêneros *Culex* e *Wyeomyia* apresentaram a maior riqueza de espécies (S=8).

A maioria das espécies coletadas possuem atividade diurna e hábito hematofágico variado, são típicas de ambientes silvestres e fitotelmatas.

Os fitotelmatas representaram 91% das espécies, sendo que os representantes dos gêneros *Anopheles (Kerteszia), Culex (Microculex), Runchomyia*, *Sabethes* e *Wyeomyia* ovipositam quase que exclusivamente em bromélias e os de *Limatus durhamii*, *Onirion*, *Shannoniana*, *Trichoprosopon* e *Culex (Carollia)*, são mais ecléticos quanto à escolha dos criadouros naturais, além de bromélias, comumente são encontrados em cavidades de plantas como troncos de árvores e internódios de bambu, além de folhas e toda variedade de receptáculo natural de água, exceção feita ao gênero *Limatus* que freqüentemente têm sido encontrado em criadouros artificiais, como latas de conserva. As espécies dos gêneros *Uranotaenia*, *Psorophora*, *Oclerotatus*, *Culex (Culex)* e *Culex ocellatus* são típicas de coleções de solo permanentes ou temporárias, além de uma variedade de criadouros artificiais.

4. Conclusões

A metodologia inicialmente utilizada para estudos de fisiologia, apresentou-se bastante eficiente para estudos ecológicos. Apesar do baixo número de espécimens coletados o número de espécies apresentou-se elevado.

Aproximadamente 70% das espécies coletadas são típicas de ambientes silvestres, destas 54% são representantes da Tribo Sabethini. A reprodução destas espécies depende de uma grande

variedade de criadouros naturais, principalmente bromélias e/ou de todo tipo de receptáculo natural de água, como cavidades de plantas. O elevado percentual de espécies silvestres sugere que a área encontra-se em condições muito próximas do seu estado natural.

Devido a escolha de um método não seletivo, que possibilita a coleta de machos, foi possível a identificação à nível específico do subgênero *Culex (Microculex)* que resultou em quatro espécies, ressaltando assim a importância do uso de métodos não seletivos para estudos de diversidade.

Obtivemos o primeiro registro no Brasil para *Sabethes (Sabethinus) idiogenes* e o primeiro registro no Paraná para *Sabethes (Sabethinus) xyphydes*.

5. Referências Bibliográficas

Forattini, O. P., Gomes, A. C., Natal, D., Santos, J. L. F. (1986). Observações sobre atividade de mosquitos Culicidae em mata primitiva da encosta no Vale da Ribeira, São Paulo, Brasil. *Rev. S aúde Pública* 20: 1-20.

Guimarães, A. E., Arle, M. (1984). Mosquitos no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. I - Distribuição Estacional. *Mem Inst Oswaldo Cruz* 79: 309-323.

Guimarães, A. E., Arle, M., Machado, R. N. M. (1985). Mosquitos no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. II - Distribuição vertical. *Mem Inst Oswaldo Cruz* 82: 277-285.

Guimarães, A. E., Victorio, V. M. N. (1986). Mosquitos no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. III – Preferência horária para hematofagia. *Mem Inst Oswaldo Cruz* 81: 93-103.

Guimarães, A. E., Victorio, V. M. N. (1987). Mosquitos no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. IV – Preferência alimentar. *Mem Inst Oswaldo Cruz* 82: 277-285.

Guimarães, A. E., Gentile, C., Lopes, C. M., Mello, R. P. (2000a). Ecology of mosquitoes (Diptera: Culicidae) in areas of Serra da Bocaina National Park, Brazil. I – Monthly Frequency and Climatic Factors. *Rev. Saúde Pública* 95(1): 1-16.

Guimarães, A. E., Gentile, C., Lopes, C. M., Mello, R. P. (2000b). Ecology of mosquitoes (Diptera: Culicidae) in areas of Serra da Bocaina National Park, Brazil. II - Habitat distribution. *Rev. Saúde Pública* 95(1): 17-28.

Guimarães, A. E., Gentile, C., Lopes, C. M., Mello, R. P. (2000c). Ecology of mosquitoes (Diptera: Culicidae) in Areas of Serra do Mar State park, State of São Paulo, Brazil III – Daily Biting Rhythms and Lunar Cycle Influence. *Rev. Saúde Pública* 95(6): 753-760.

Guimarães, A. E., Gentile, C., Lopes, C. M., Mello, R. P., Sant´Anna, A., Jovita, A. M. (2000d). Ecologia de mosquitos (Diptera: Culicidae) em área do Parque Nacional da Serra da Bocaina, Brasil. I – Distribuição por habitat. *Rev. Saúde Pública* 34(3): 243-250.

Guimarães, A. E., Gentile, C., Lopes, C. M., Mello, R. P., Sant´Anna, A., Jovita, A. M. (2001). Ecologia de mosquitos (Diptera: Culicidae) em área do Parque Nacional da Serra da Bocaina, Brasil. II – Freqüência mensal e fatores climáticos. *Rev. Saúde Pública* 35 (4): 392-399.

Koehler, A., Galvão, F., Longhi, S. J. (2002). Floresta Ombrófila Densa Altomontana: Aspectos Florísticos e Estruturais de Diferentes Trechos na Serra do Mar, PR. *Ciência Florestal* 12 (2): 27-39.

Lacerda, A. E. B. (1999). *Levantamento Florístico e Estrutural de Vegetação Secundária em Área de Contato da Floresta Ombrófila Densa e Mista – PR*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, 114 p.

Nasci, R. S. (1981). A lightweight battery-powered aspirator for collecting resting mosquitoes in the field. *Mosq News* 41: 808-811.

Struminski, E. (2001). *Parque Estadual Pico do Marumbi*. Editora da Universidade Federal de Curitiba, Curitiba, 185 p.

(Agradecimentos: Drª Maria Anice Sallum, da Faculdade de Saúde Pública de São Paulo, pelo auxílio na identificação das espécies)

Distribuição anual da chuva de sementes em ambientes perturbados e não-perturbados em região sob clima não-sazonal.

Adriana M. Z. Martini[a] (amartini@uesc.br); Flavio A. M. Santos[b]; Paulo I. Prado[c]

[a] DCB/Universidade Estadual de Santa Cruz - [b] IB/UNICAMP - [c] NEPAM/UNICAMP

1. Introdução

Em regiões de florestas tropicais, sob clima com forte sazonalidade, a tendência geral observada em relação à fenologia, chuva de sementes e dispersão de sementes é um pico de produção de propágulos no início da estação chuvosa, tanto em número de frutos produzidos, quanto em número de espécies produzindo frutos no período (Smythe 1970; Foster 1982; White 1994; Grombone-Guaratini e Rodrigues 2002). Considerando que as primeiras sementes a germinar podem ter vantagens no estabelecimento, as espécies seriam beneficiadas por uma estratégia de liberação de sementes maduras no início da estação chuvosa (Garwood 1989; White 1994).

Nestes ambientes sob clima fortemente sazonal, as variações climáticas são tão pronunciadas que podem condicionar o comportamento de toda a comunidade, sobrepujando variações intra ou interespecíficas, decorrentes da heterogeneidade ambiental (Putz 1979).

Entretanto, em ambientes tropicais não-sazonais, os curtos períodos de seca são ocasionais, imprevisíveis e com durações variadas e, consequentemente, a germinação não deve ser limitada em nenhum período definido do ciclo anual. De acordo com Putz (1979) a falta de sazonalidade pode acarretar em números altos e constantes de espécies em flor e fruto durante todo o ano, que podem ser o resultado de seleção para deslocamento temporal de nicho ou da combinação de processos estocásticos. Nestes ambientes, poderia ser esperada a ausência de picos de produção e dispersão de sementes (Putz 1979).

Em ambientes intensamente perturbados, a presença marcante de espécies pioneiras, que tendem a produzir frutos durante longos períodos, ou mesmo durante todo o ano (Rathcke e Lacey 1985; Swaine e Whitmore 1988), seria esperada uma produção homogênea de sementes ao longo do ano. Além disso, a alta luminosidade, em função da ausência de um dossel fechado, e a alta pluviosidade, comum a ambientes tropicais não-sazonais, poderia induzir a uma maior produtividade de sementes em ambientes perturbados.

2. Objetivos

Os objetivos principais deste estudo foram:

- Avaliar a distribuição temporal da chuva de sementes em ambientes perturbados (clareiras naturais e área sujeita a fogo) e não perturbados (sub-bosque) em uma região de floresta tropical sob clima não-sazonal.

- Verificar se o número de espécies presentes na chuva de sementes está associado às variáveis climáticas de precipitação, temperatura média e fotoperíodo.

3. Metodologia

Em uma área de três hectares de florestas sem indícios recentes de perturbação na Reserva Biológica de Una (15º 10' S ; 30º 10' W), foram selecionadas as 6 clareiras naturais (formadas pela queda de uma ou mais árvores) mais recentes e de maior tamanho. A área de amostragem dentro das clareiras foi delimitada por um losango definido a partir dos troncos acima de 8 cm de dap na borda da clareira. Adjacente a cada uma destas clareiras, foram instaladas parcelas no sub-bosque com dossel fechado. Estas parcelas no sub-bosque possuíam o mesmo formato e área das clareiras adjacentes e estavam distantes das bordas das clareiras por, no mínimo, uma distância equivalente ao maior eixo da clareira.

Em uma área distante cerca de 1 km da área citada acima, ocorreu um incêndio acidental em fevereiro de 1995. Nesta área, foram instaladas 6 parcelas com o mesmo formato, a mesma área e a mesma distribuição espacial que as clareiras na área citada acima. O mesmo procedimento foi repetido em uma área de floresta con-

tígua à esta área queimada, na qual as parcelas foram instaladas no sub-bosque com dossel fechado.

Dentro de cada uma das parcelas nos diferentes ambientes foram instalados 6 coletores de sementes de 0,5 x 0,5 m, num total de 144 coletores. O material caído nos coletores foi removido mensalmente durante um ano, foi seco em estufa e triado em laboratório. Todas as sementes acima de 1 mm foram separadas em morfotipos e quantificadas. O estudo foi realizado de janeiro a dezembro de 1999.

Os dados climáticos foram fornecidos pelo setor de Climatologia da CEPLAC, para a estação climatológica localizada no município de Una, distante aproximadamente 15 km dos pontos de amostragem.

Para verificar se existiu algum pico de chegada de sementes durante o ano, foi realizada uma análise adaptada da técnica "split moving windows", em que o número médio de espécies em um grupo de meses (2, 3 e 4 meses) foi testada contra a média dos meses seguintes (em grupos de 2, 3 e 4 meses). Esta análise foi feita para cada ambiente separadamente. Para avaliar a significância das diferenças foi realizado um teste de Monte Carlo, alterando-se a posição dos números de espécies nos meses.

Para verificar se o número médio e o número total de espécies cujas sementes chegaram aos coletores em cada ambiente esteve relacionado ao clima, foram realizadas análises de correlação de Spearman, entre o número de espécies (médio e total) e as variáveis de precipitação mensal, temperatura média e fotoperíodo. Considerando que as variações em número de espécies possivelmente são provocadas por condições climáticas ocorridas em períodos anteriores, também foram testadas as correlações com os dados climáticos do mês anterior e da média dos últimos três meses.

4. Resultados e Discussão

Foram amostradas 19.591 sementes, sendo que 15% destas foram encontradas nas clareiras naturais (C), 34% no sub-bosque adjacente às clareiras (SB), 35% na área queimada (F) e 16% na área de sub-bosque próxima à área queimada (MP). No total, foram registradas 139 morfo-espécies, das quais 69 ocorreram em C, 85 em SB, 54 em F e 70 em MP.

Apesar de apresentar o maior número de sementes, a área queimada apresentou o menor número de espécies, o que poderia ser explicado por uma alta produção autóctone de sementes por espécies pioneiras que conseguiram se estabelecer nesta fase inicial. A predominância, nesta área, de sementes de *Miconia mirabilis* (MELAST), *Cecropia pachystachya* (CECROP), *Henriettea succosa* (MELAST) e *Lepidaploa cotoneaster* (ASTER) corroboram esta explicação, por serem todas espécies que ocorrem com freqüência na área queimada (obs. pessoal).

O número médio de sementes por parcela não apresentou picos definidos, mas apresentou uma tendência de queda nos meses de agosto e setembro. Entretanto, a distribuição do número de sementes ao longo do ano, em cada ambiente, apresentou forte influência da distribuição das espécies mais abundantes. Por exemplo, *Miconia mirabilis*, representou de 35 a 55% do total de sementes nos ambientes, influenciando o aumento no número de sementes nos meses de junho e nos meses de novembro e dezembro, que correspondem aos picos de produção de sementes desta espécie. Da mesma forma, *Cecropia pachystachya* e *Henriettea succosa* influenciaram o aumento no número de sementes no primeiro semestre do ano na área queimada, enquanto *Evodianthus funifer* (CYCLAN) teve a mesma influência para as áreas de clareiras e do sub-bosque adjacente.

Em relação ao número de espécies em cada ambiente foi possível observar, para os ambientes de clareiras e sub-bosque, uma diferença significativa no número médio de espécies coletadas entre os meses anteriores e posteriores a julho e agosto. Estas diferenças se mantiveram significativas para grupos de 2, 3 e 4 meses, indicando uma queda no número médio de espécies nos meses de julho, agosto e setembro, em relação aos meses anteriores.

Na área de sub-bosque próxima à área queimada, foram encontradas diferenças significativas para grupos de 3 e 4 meses, entre os períodos anteriores e posteriores ao mês de setembro, indicando uma queda no número de espécies nos últimos meses do ano.

Na área queimada não houve diferença significativa no número médio de espécies entre os meses, indicando que o número de espécies que chega ao solo nesta área perturbada se manteve constante durante o ano todo.

A similaridade entre os padrões de distribuição de número de sementes e de número de espécies ao longo do ano parecem estar de acordo com as previsões de Foster (1982) e White (1994) de que os padrões de distribuição são similares, e o que se modifica é a ordem de magnitude das diferenças entre os meses, sendo esta menor para a distribuição do número de espécies.

O número médio de espécies por mês foi correlacionado com as variáveis climáticas, somente para o sub-bosque adjacente às clareiras, indicando que um menor número de espécies esteve correlacionado a menores temperaturas e maior precipitação nos meses anteriores. Quando consideramos o número total de espécies por mês, os ambientes de clareiras, sub-bosque adjacente e sub-bosque próximo da área queimada apresentaram menor número total de espécies após um período de temperaturas mais baixas.

Na área queimada não foi encontrada nenhuma relação entre o numero médio e o número total de espécies por mês e as variáveis climáticas. Possivelmente, a produção de sementes por espécies pioneiras (que predominam nesta área) não seja dependente de variáveis climáticas, em função das adaptações destas espécies em sobreviver em condições adversas.

Os resultados apresentados corresponderam, em parte, ao esperado para ambientes não-sazonais (Putz, 1979), pela ausência de picos definidos de chegada de sementes ao solo. Em função da escassez de dados relativos a chuva de sementes em ambientes não-sazonais (Putz 1979), torna-se difícil a comparação dos resultados encontrados neste estudo. Entretanto, é marcante a diferença entre os padrões observados nesta área e os padrões observados em ambientes sazonais (Foster, 1982; White, 1994; Penhalber e Mantovani, 1997; Grombone-Guaratini e Rodrigues, 2002).

A relação observada entre os períodos com menor número de espécies e as condições climáticas nos períodos anteriores sugerem que existe alguma influência das variáveis climáticas sobre a disponibilidade de sementes no solo da floresta nestes ambientes. Considerando que o mês de agosto do ano estudado (1999) foi um mês mais frio e mais úmido que a média dos últimos quatro anos na região, é possível que o menor número de espécies produzindo sementes nesta época do ano esteja relacionado às condições climáticas de curto prazo.

Por outro lado, uma distribuição relativamente similar foi observada por Jackson (1981) em uma floresta baixo montana no Norte do Espirito Santo, que apresenta uma estação fria e levemente seca (julho-setembro), na qual o número de espécies na chuva de sementes foi menor. Considerando que o norte do Espírito Santo e o Sul da Bahia compartilham grande parte da sua flora (Thomas et al., 1998), seria interessante investigar se a composição de espécies estaria determinando esta distribuição, através de padrões cíclicos intrínsecos destas espécies.

Para verificar se esta diminuição no número de espécies chegando ao solo no segundo semestre do ano representa um padrão cíclico nesta região ou encontra-se relacionada às condições climáticas de curto prazo é necessário o acompanhamento da chuva de sementes por um período mais prolongado. Dados sobre a chuva de sementes no ano seguinte nesta região estarão disponíveis em breve, permitindo uma análise mais aprofundada.(Inst. de Estudos Sócio-ambientais do Sul da Bahia/ WWF/ Fundação Ford/ PPG-Ecologia, UNICAMP/ CAPES/ UESC/ IBAMA/ CEPLAC)

5.Referências Bibliográficas

Foster, R.B. (1982). The seasonal rhythm of fruitfall on Barro Colorado Island. Pp: 151-172 in Leigh, E. G. (ed). The ecology of a tropical forest. Smithsonian Institution Press. Washington DC.

Garwood, N.C. (1989). Tropical soil seed banks: a review. Pp: 149-209 *in* Leck, M. A., V. T. Parker & R. L. Simpson (eds.).

Ecology of soil seed banks. Academic Press, Inc., San Diego, CA
Grombone-Guaratini, M.T.; Rodrigues, R.R. (2002). Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. Journal of Tropical Ecology 18(1): 1-16.
Jackson, J.F. (1981). Seed size as a correlate of temporal and spatial patterns of seed fall in a neotropical forest. Biotropica 13(2): 121-130.
Penhalber, E.F.; Mantovani, W. (1997). Floração e chuva de sementes em mata secundária em São Paulo, SP. Revista Brasileira de Botânica 20(2): 205-220.
Putz, F.E. (1979). Aseasonality in malaysian tree phenology. Malaysian Forester 42: 1-24.
Rathcke, B.; Lacey, E.P. (1985). Phenological patterns of terrestrial plants. Annual Review of Ecology and Systematics 16: 179-214.
Smythe, N. (1970). Relationships between fruiting seasons and seed dispersal methods in a neotropical forest. American Naturalist 104: 25-35.
Swaine, M.D.; Whitmore, T.C. (1988). On the definition of ecological species groups in tropical rain forests.Vegetatio 75:81-86.
Thomas, W.W.; Carvalho, A.M.V.; Amorim, A.M.A.; Garrison, J.; Arbeláez, A. L. (1998). Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. Biodiversity and Conservation 7: 311-322.
White, L.J.T. (1994). Patterns of fruit-fall phenology in the Lopé Reserve, Gabon. Journal of Tropical Ecology 10: 289-312.

Fitossociologia em Refúgio Vegetacional Altomontano (campo de altitude) na Serra do Mar, Morretes, PR.

Alan Yukio Mocochinski[1], Maurício Bergamini Scheer[1] e Armando Carlos Cervi [2]
[1]Acadêmicos do Curso de Engenharia Florestal da UFPR (dalai@floresta.ufpr.br)
[2]Professor do Departamento de Botânica da UFPR

1 - Introdução

Geralmente acima da cota altimétrica das florestas altomontanas, e muitas vezes entremeando-as, desenvolvem-se os refúgios vegetacionais altomontanos (RVA). Por definição, os refúgios são toda e qualquer vegetação florística, fisionômica e ecologicamente diferente do contexto geral da flora dominante (IBGE, 1992). As causas de sua formação são complexas e remetem a uma paisagem campestre antiga. Em sua estrutura e composição mostram-se semelhantes às regiões da Estepe Gramíneo-Lenhosa e ao componente herbáceo da Savana.

Em função da dificuldade de acesso, estas formações permanecem até hoje em bom estado de conservação. No entanto, esta dificuldade de acesso também acarretou na escassez de informações sobre estes ambientes, que por estarem sujeitos a condições ambientais adversas apresentam expressiva ocorrência de endemismos.

O presente trabalho teve como objetivo estimar os parâmetros fitossociológicos da comunidade e os específicos das principais espécies.

2 - Métodos

O Refúgio Vegetacional Altomontano estudado localiza-se em um conjunto de montanhas graníticas denominado Serra da Igreja (UTM 716.000 ; 7.164.000 SG – 22), que integra a escarpa de falha da Serra do Mar. A área pertencente ao município de Morretes também é abrangida pela APA Estadual de Guaratuba. Este RVA encontra-se a uma altitude média de 1320 m snm. e é cercado pela Floresta Ombrófila Densa Altomontana que recobre as altas encostas da serra.

O levantamento fitossociológico consistiu na amostragem da vegetação através de 46 parcelas de 1 m² distribuídas aleatoriamente sobre o campo de altitude. Em cada parcela foram identificadas todas as espécies de plantas vasculares e mensuradas suas alturas máxima e predominante e a porcentagem de cobertura, segundo método adaptado de BRAUN-BLANQUET (1979). Procedeu-se a classificação da posição sociológica ocupada por cada espécie na parcela, sendo considerados os estratos superior, médio e inferior.

Os dados foram agrupados, sendo calculados a cobertura e a freqüência de cada espécie. Foram calculadas as estatísticas básicas e o erro relativo da amostragem (Er), com 95% de confiabilidade.

3 - Resultados

A amostragem detectou 61 espécies dentre nanofanerófitos, hemicriptofitos, caméfitos, terófitos, lianas e geófitos, pertencentes a 32 famílias. As principais famílias foram ASTERACEAE (10 spp.), MYRTACEAE (5), POACEAE (5) e ERICACEAE (4). Outras 7 famílias foram representadas por 2 espécies e 20 famílias com 1 espécie cada.

Foram estimadas 10,4 espécies por m² com um erro de amostragem relativo de 8,4%. A cobertura média foi estimada em 148,4%, ou seja 148,4 m² de cobertura vegetal em 100m² de superfície, abrangendo os 3 estratos verticais (Er = 5,3%).

As espécies foram classificadas segundo o valor de importância fitossociológico, calculado a partir da cobertura relativa e da freqüência relativa. Não foi levada em consideração a densidade devido à inviabilidade de sua medição em campo.

Segundo esta classificação, as principais espécies foram: *Croton splendidus* (EUPHORBIACEAE), 33,1% de cobertura relativa (Er = 12,9%) e 100% de freqüência absoluta; *Lagenocarpus triquetus* (CYPERACEAE), 25,6% de cobertura relativa (Er = 20,7%) e 97,8% de freqüência absoluta; *Sticherus* sp. 1 (GLEICHENIACEAE), 8,2% de cobertura relativa (Er = 40,8%) e 60,9% de freqüência absoluta; *Tibouchina dubia* (MELASTOMATACEAE), 5,6% de cobertura relativa (Er = 36,6%) e 73,9% de freqüência absoluta; *Myrsine altomontana* (MYRSINACEAE), 2,0% de cobertura relativa (Er = 28,9%) e 80,4 % de freqüência absoluta. Outras espécies têm destaque na estrutura da comunidade como: *Alstroemeria apertifolia* (ALSTROEMERIACEAE), *Xyris* sp. (XYRIDACEAE), *Leandra cordigera* (MELASTOMATACEAE), *Relburnium* sp. (RUBIACEAE), *Tabebuia catarinensis* (BIGNONIACEAE), *Siphoneugena reitzii* (MYRTACEAE) e *Chusquea mimosa* (POACEAE).

Para uma melhor compreensão da estrutura da comunidade, foram calculados os parâmetros fitossociológicos por classes de posição sociológica.

No estrato superior as principais espécies foram *L. triquetus*, com 23,6% de cobertura absoluta e 86,9% de freqüência absoluta, *C. splendidus* com 23,3% de cobertura absoluta e 71,7% de freqüência absoluta, *Sticherus* sp. com 2,7% de cobertura absoluta e 17,4% de freqüência absoluta. Destacam-se também *M. altomontana, T. dubia, A. apertifolia, T. catarinensis* e *C. mimosa.* Do total da comunidade, 64% da cobertura concentra-se neste estrato.

No estrato médio as principais espécies foram *C. splendidus* com 9,6% de cobertura absoluta e 21,6% de freqüência absoluta, *Sticherus sp*. com 5,5% de cobertura absoluta e 41,3% de freqüência absoluta, *T. dubia* com 3,5% de cobertura absoluta e 45,6% de freqüência absoluta. Destacam-se também *M. altomontana, L. cordigera, Xyris* sp., POACEAE sp. 1 e *A. apertifolia*. Do total da comunidade, 31% da cobertura concentra-se neste estrato.

No estrato inferior *Eriocaulon ligulatum* (ERIOCAULACEAE) com 0,9% de cobertura absoluta e 6,5% de freqüência absoluta, *Relburnium* sp. com 0,6% de cobertura absoluta e 17,4% de freqüência absoluta, *Gaylussacia brasiliensis* (ERICACEAE) com 0,2% de cobertura absoluta e 21,7% de freqüência absoluta, *Utricularia reiniformis* (LENTIBULARIACEAE), *Blechnum* sp. (BLECHNACEAE), *Sticherus* sp. e POACEAE sp. 2. Do total da comunidade, 5% da cobertura concentra-se neste estrato.

Também foram detectadas outras espécies típicas de campos de altitude tanto na área de estudos quanto em campos de altitude pouco distantes, mas que, no entanto não compuseram o estudo fitossociológico. São elas *Machaerina austrobrasiliensis* (CYPERACEAE), *Chusquea pinifolia* (POACEAE), *Dendrophorbium limosus* (ASTERACEAE), *Esterhazia splendida* (SCROPHULARIACEAE) e *Amaryllis ilustris* (AMARYLLIDACEAE).

4 - Conclusão

A intensidade amostral para os parâmetros cobertura e número de espécies por parcela foi considerada satisfatória por apresentarem um baixo erro de amostragem relativo.

Percebeu-se que as 5 principais espécies compõem 57% do valor de importância fitossociológico, o que ocorreu, também, nos 3 estratos.

A análise da comunidade separada por diferentes posições sociológicas mostrou-se bastante eficiente para compreensão do comportamento das espécies e da estrutura da comunidade.

(Agradecemos à Fundação O Boticário de Proteção à Natureza pelo patrocínio da pesquisa e o apoio da Sociedade Fritz Müller de Ciências Naturais. Também prestamos nossos agradecimentos a Ruddy Tomas Proença e Samuel Kaywa pelo auxílio em campo, e a Gilberto Tiepolo, Gustavo Gatti e Celina Wisniewski)

5 - Bibliografia

BRAUN-BLANQUET, J. Fitosociologia. Madrid. H. Blume. 1979. 820p.

IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico da vegetação brasileira. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Depto. de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro. FIBGE. (Manuais Técnicos de Geociências, n^0 1), 1992.

Mamíferos do município de porto de pedras-al, com comentários sobre a mastofauna do Estado.

Albérico José. de M. Saldanha-Filho (albericomsf@yahoo.com.br) & Mario de Vivo (mdvivo@usp.br).

1. Introdução

A Floresta Atlântica constitui um complexo vegetacional de floresta pluvial mais ou menos contínuo que se estende desde o Rio Grande do Sul até o Rio Grande do Norte (VIVO 1997). Apontada como uma das vinte e cinco regiões prioritárias para a conservação da biodiversidade em todo o mundo (MYERS *et al*., 2000), a Floresta Atlântica originalmente possuía 1.227.600 km² mas atualmente restam 7.5% da sua área original, onde vivem 1.361 espécies de vertebrados, sendo 567 endêmicas (MYERS *et al*., *op*. *cit*.).

VIVO (1997) reconheceu quatro regiões de endemismo da mastofauna na Mata Atlântica. O Estado de Alagoas, localiza-se na "Região Nordeste", a qual se estende desde o Rio Grande do Norte até a foz do Rio São Francisco, que é considerada das quatro regiões, a mais antropizada e a menos conhecida.

Segundo VOSS & EMMONS (1996), poucos estudos mastofaunísticos desenvolvidos na Floresta Atlântica nas últimas cinco décadas abrangeram a mastofauna como um todo. Quanto ao Estado de Alagoas, o único estudo mais completo sobre a sua mastofauna foi realizado por VIEIRA (1953).

Segundo VIVO (2000) na Floresta Atlântica existem 134 gêneros e 260 espécies de mamíferos, das quais 12 gêneros e 59 espécies são endêmicas.

Através de inventários bibliográficos foi constatado que são citadas para a Região Nordeste do Brasil 239 espécies de mamíferos (VIEIRA 1953, HERSHKOVITZ 1992, 1997, VIVO 1992, OLIVEIRA 1994, RYLANDS *et al*., 1996, EMMONS & FEER 1997, MUSTRANGI & PATTON 1997, EISENBERG & REDFORD 1999, Catálogos da Coleção de Mamíferos do Museu de Zoologia Universidade de São Paulo-MZUSP), sendo 180 da Floresta Atlântica nordestina (TATE 1933, VIEIRA 1952, 1953, VIVO 1992, OLIVEIRA 1994, RYLANDS *et al*., 1996, EMMONS & FEER 1997, MUSTRANGI & PATTON 1997, EISENBERG & REDFORD 1999, Catálogos da Coleção de Mamíferos do MZUSP), das quais o Estado de Alagoas possui 141 espécies. Vale salientar que esses números representam apenas uma idéia aproximada da diversidade de espécies de mamíferos destas regiões porque não foram realizados inventários exaustivos.

Atualmente a mastofauna alagoana ainda permanece subestimada e em virtude dessa enorme carência, foi efetuado o presente trabalho, com o objetivo de realizar um inventário preliminar da mastofauna de oito remanescentes de Floresta Atlântica com comentários sobre a mastofauna do Estado de Alagoas.

2. Métodos

Dentro do Município de Porto de Pedras foi pesquisado os remanescentes de Floresta Atlântica localizados nas Fazendas Recanto das Baianinhas, Porto das Ostras e João Bosco, que possuem, respectivamente, 246 ha, 176 ha e 100 ha.

O relevo é formado por tabuleiros costeiros e caracteriza-se por terrenos pouco elevados e ligeiramente ondulados, os quais apresentam depressões fechadas que se comunicam por rios e riachos (CALHEIROS 1994).

O clima é quente, úmido e com estação seca que varia de 1 a 2 meses; somente a primavera registra período seco, o qual se estende, quando muito, ao início do verão (NIMER 1979). A temperatura média anual é de 24°C, a média compensada do mês mais frio é de 22°C e a máxima absoluta do ano é de 36°C (NIMER 1979). A pluviosidade anual é, quase sempre, superior a 1500 mm, sendo que o máximo pluviométrico ocorre no outono (mais freqüente) ou inverno e o mínimo pluviométrico ocorre na primavera ou verão, sendo o trimestre mais chuvoso aquele compreendido nos meses de maio-junho-julho.

O presente estudo foi desenvolvido por meio de revisão de literatura, coletas e entrevistas com caçadores e moradores da região, além de análise da Coleção do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP).

Foram realizadas 7 excursões de janeiro de 2000 a maio de 2001, totalizando 21 dias de trabalho de campo. As coletas foram feitas em ambiente de Floresta Ombrófila Densa Secundária, no município de Porto de Pedras, com coletas ocasionais nos municípios de Paripueira e Japaratinga.

Para o inventário das espécies foram utilizados os seguintes métodos: 629 armadilhas/noite, do tipo gaiola (15x14x30 cm), armadas ao nível do solo e em árvores a uma altura que variou de 2-6 m, iscadas com pasta de amendoim, batata doce e abacaxi; coletas com o auxílio de cães de caça; busca visual; sinais (pegadas, fezes e tocas) e entrevistas com caçadores e moradores locais.

Os espécimes capturados ou encontrados mortos foram taxidermizados e os espécimes testemunhos encontram-se depositados na Coleção de Mamíferos do MZUSP.

Para a coleta de dados reprodutivos dos espécimes. Observou-se no campo, a presença de mamilos bem desenvolvidos, testículos escrotais e filhotes, como evidências de período de reprodução.

3. Resultados

Com 21 dias de trabalho de campo, foram inventariados 30 gêneros e 31 espécies para o Município de Porto de Pedras. A nomenclatura em nível de espécie foi aquela seguida por WILSON & REDER (1993), e as espécies inventariadas neste estudo foram: *Caluromys philander* (Linnaeus, 1758); *Didelphis albiventris* Lund, 1840; *D. aurita* Wied-Neuwied, 1826; *Marmosa murina* (Linnaeus, 1758); *Monodelphis domestica* (Wagner, 1842); *Bradypus variegatus* Schinz, 1825; *Dasypus novemcinctus* Linnaeus, 1758; *Euphractus sexcinctus* (Linnaeus, 1758); *Cabassous unicinctus* (Linnaeus, 1758); *Tamandua tetradactyla* (Linnaeus, 1758); *Callithrix jacchus* (Linnaeus, 1758); *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766); *Herpailurus yaguarondi* (Lacépède, 1809); *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758); *L. tigrinus* (Schreber, 1775); *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818); *Pteronura brasiliensis* (Omelin, 1788); *Eira barbara* (Linnaeus, 1758); *Potos flavus* (Schreber, 1774); *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766); *Procyon cancrivorus* G. Cuvier, 1798; *Pecari tajacu* (Linnaeus, 1758); *Mazama americana* (Erxleben, 1777); *Mazama gouazoubira* (G. Fischer, 1814); *Sciurus aestuans* Linnaeus, 1766; *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758); *Coendou prehensilis* (Linnaeus, 1758); *Galea spixii* (Wagler, 1831); *Hydrochaelis hydrochaelis* (Linnaeus, 1766); *Agouti paca* (Linnaeus, 1766); *Bolomys lasiurus* (Lund, 1841); *Akodon* cf *cursor* (Winge, 1887) e *Sylvilagus brasiliensis* (Linnaeus, 1758).

Das espécies inventariadas neste estudo, *L. pardalis*, *L. tigrinus* e *P. brasiliensis* encontram-se ameaçadas de extinção (IBAMA 2003).

As espécies consideradas raras no Município de Porto de Pedras são: *C. unicinctus*, *T. tetradactyla*, *P. brasiliensis*, *L. longicaudis*, *P. tajacu*, *A. paca*, *H. yaguarondi*, *L. pardalis*, *L. tigrinus*, *M. americana* e *M. gouazoubira*.

MASTOFAUNA DO ESTADO DE ALAGOAS COM COMPARAÇÕES COM A DOS ESTADOS DE PERNAMBUCO E PARAÍBA

Muito pouco foi pesquisado à respeito da mastofauna alagoana e, a quantidade de exemplares depositados em Museus não abrange um número suficiente de exemplares que permita conhecer, com segurança, a exata distribuição das espécies de mamíferos do Estado de Alagoas.

Em um inventário fundamentado nas coleções científicas MZUSP e do Departamento de Zoologia da Universidade Federal de Alagoas, obteve-se 66 espécies de mamíferos para o Estado de Alagoas, enquanto que acrescentando dados da literatura foi obtido um número de espécies muito maior para o Estado: 143, sendo que, destas, *D. aurita* e *P. recifinus* são endêmicas à Floresta Atlântica. Esses dados indicam que 48.8% de toda a mastofauna da Floresta Atlântica encontra-se representada no Estado. Acreditamos que, a ausência, no Estado de Alagoas, de muitas das espécies de ocorrência comprovada para os Estados de Pernambuco e Paraíba, decorra da insuficiência de coletas.

A situação de conservação das espécies de mamíferos do Estado de Alagoas é preocupante, visto que a vegetação nativa no Estado, encontra-se desmatada em mais de 92% (ASSIS 2000), com conseqüências negativas diretas sobre a fauna de mamíferos, tanto pela perda de hábitat quanto pelo ainda precário conhecimento da mastofauna do Estado.

4. Conclusão

Este estudo revelou que o Município de Porto de Pedras,abriga uma rica fauna de mamíferos, incluindo espécies ameaçadas de extinção. Contudo, a riqueza de espécies para esta localidade é maior do que a obtida até o momento, visto que os morcegos (Ordem Chiroptera), que constituem uma parte significativa das mastofaunas tropicais, não foram amostrados neste estudo.

A presença de espécies como *L. pardalis*, *H. yaguarondi*, *C. thous* dentre outras, que ocupam o topo das cadeias tróficas, pode não ser um indicativo de que as áreas amostradas apresentam um bom estado de conservação, pois as populações destas espécies podem estar em declínio devido à redução do número de indivíduos e das suas principais presas.

Atualmente a caça ilegal e o desmatamento representam ameaças importantes a mastofauna do Município.

Urge que estudos intensivos e abrangentes sobre a composição, distribuição e a ecologia das espécies de mamíferos do Estado de Alagoas necessitam serem realizados, visto que a degradação dos hábitats avança em um ritmo alarmante.

5. Bibliografia

ASSIS, J. S. Biogeografia e conservação da biodiversidade. Maceió: Catavento, 2000. 199p.

CALHEIROS, S. Q. C. Estado de Alagoas. In: Guia do Meio Ambiente: Interior de Alagoas. Maceió: IMA/GTZ, 1994. P. 8-13.

EISENBERG, J. F & K. H. REDFORD. Mammals of the Neotropics. the Central Neotropics.: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. Chicago.: University Press. 1999. 609 p. v.3.

EMMONS, L. H &¨F. FEER. Neotropical Rainforest Mammals. 2ª ed. Chicago.: University Press. 1997. 307p.

IBAMA. 2003. Lista nacional das espécies da fauna brasileira ameaçada de extinção (www.ibama.gov.br). de junho de 2003.

MYERS, N; R. A. MITTERMELLER; C. G. MITTERMEIER; G. A. B. da FONSECA & J. KENTS. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature. V. 403, p. 853-858p, 2000.

NIMER, E. Climatologia da Região Nordeste. In: Climatologia do Brasil, Rio de Janeiro: Secretaria de Planejamento e Coordenação da Presidência da República e IBGE. 1979. p. 315-362.

OLIVEIRA, T. G. Neotropical cats: ecology and conservation. São Luís: EDUFMA, 1994. 221p.

RYLANDS, A. B; G. A. B. da FONSECA; Y. L. R. LEITE & R. A. MITTERMEIER. Primates of the Atlantic Forest: origem, distribution, endemism, and communities. Adaptative Radiations of Neotropical Primates. Plenum. New York. 1996.

TATE, G. H. H. A systematic revision of the marsupial genus Marmosa, with a descussion of the adaptative radiation of the murine opossums. (*Marmosa*). Bull. American Museum of Natural History. v. 66. p. 1-250. 1933.

VIEIRA, C. C. Sobre o "jupará" do Nordeste do Brasil (*Potos flavus nocturnus* (Wied)). Papéis Avulsos do Departamento de Zoologia, São Paulo, v. 11, nª 3. p 33-36. 1952.

VIEIRA, C. C. Sobre uma coleção de mamíferos do Estado de Alagoas. Arquivos de Zoologia. V. 8. p. 209-222. 1953.

VIVO, M de. Taxonomia de *Callithrix* Erxleben, 1777 (Callitrichidae, Primates). Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 1992. 105p.

VIVO, M de. A mastofauna da Floresta Atlântica: padrões biogeográficos e implicações conservacionistas. In: Reunião Especial da SBPC, 5. Blumenau, 1997. Anais. Blumenau: SBPC/UFSC, 1997. p. 60-63.

VIVO, M de. List of mammals of the Atlantic Forest (www.mz.usp.br/biota.htm). 2000. 02 de agosto de 2000.

VOSS, R & EMMONS. Mammals Diversity in Neotropical Loncland Rainforest: A Preliminary Assessment. Bull. American Museum of Natural History. Nª 230. 115 p. 1996.

WILSON, D. E & D. M. REEDER. Mammal species of the world. 2ª ed. Washington: Smithsonian Institution. 1993. 1207p.

Predação de Sementes de *Astrocaryum aculeatissimum* (Schott) Burret (Arecaceae) em Fragmentos de Mata Atlântica no Sudeste do Brasil

Alexandra dos Santos Pires [a,b], *Leonardo Mello de Freitas* [b] & *Mauro Galetti* [a]

[a] *Grupo de Fenologia e Dispersão de Sementes, Depto de Ecologia, UNESP (aspires@biologia.ufrj.br)*

[b] *Laboratório de Ecologia e Conservação de Populações, Depto de Ecologia, UFRJ*

1. Introdução

A remoção de sementes de palmeiras por mamíferos para longe da planta-mãe tem importantes efeitos diretos e indiretos na regeneração dessas espécies. Os efeitos diretos envolvem a dispersão e predação das sementes por esses animais, enquanto os efeitos indiretos estão relacionados com mudanças nas taxas de predação por besouros brocadores. Sendo assim, alterações nas comunidades de mamíferos que atuam como predadores e dispersores de sementes causam grandes impactos no recrutamento das sementes e em outros aspectos da demografia das plantas (*e.g.* Smythe, 1989; Forget *et al*., 1994; Wright *et al*., 2000; 2001).

A palmeira *Astrocaryum aculeatissimum* (Schott) Burret ocorre na costa Atlântica do Brasil, da Bahia até Santa Catarina. Os troncos, agregados ou solitários, são espinhosos e tem entre 4 e 8 m de altura e 12 a 15 cm de diâmetro. O fruto é do tipo drupa, obovóide ou piriforme, recoberto por um tormento castanho com pequenos espinhos negros decíduos (Lorenzi *et al*., 1996). O endocarpo, que abriga geralmente uma semente, é espesso e ósseo e tem de 2,8 a 5,8 cm de comprimento e 2,5 a 3,9 cm de diâmetro (n = 242), permanecendo intacto no chão da floresta por no mínimo um ano após à queda do fruto (*obs. pess.*). Isso torna a semente disponível para os animais por longos períodos de tempo e permite a identificação dos predadores através das marcas deixadas no endocarpo: furos de entrada e saída de besouros (Johnson *et al*., 1995) e marcas de dentes no caso dos roedores (Bordignon *et al*., 1996). As sementes de *Astrocaryum* spp são usadas como alimento por uma grande variedade de animais, incluindo besouros, ratos-de-espinho, cutias, esquilos e porcos-do-mato (Smythe, 1989; Wright *et al*., 2000) e espécies do gênero tem sido consideradas espécies-chave para frugívoros neotropicais (*e.g.* Terborgh, 1986).

No sudeste do Brasil a maior parte do que ainda resta da Mata Atlântica encontra-se em pequenos fragmentos isolados (S.O.S. Mata Atlântica & INPE, 1998), geralmente sujeitos à uma intensa pressão de caça (Cullen *et al*., 2000), o que implica na perda de várias espécies animais e vegetais que muitas vezes desempenham papéis importantes em várias interações ecológicas. Com base nisso, os objetivos deste estudo foram: (a) avaliar a predação de sementes de *A. aculeatissimum* por besouros e roedores em três fragmentos de tamanhos distintos e (b) relacionar os padrões de predação encontrados com o recrutamento de plântulas de *A. aculeatissimum* em cada uma das áreas estudadas.

2. Métodos

O estudo foi realizado em três fragmentos de Mata Atlântica, localizados nos municípios de Casimiro de Abreu, Silva Jardim e Imbaú, no Rio de Janeiro: as Reservas Biológicas Poço das Antas (6300 ha) e União (3100 ha) e um pequeno fragmento, denominado Afetiva (19 ha), localizado em uma propriedade particular. A distância entre cada uma das áreas foi de cerca de 30 km.

Os endocarpos de *A. aculeatissimum* foram coletados de abril a junho de 2003 sob a copa de 52 indivíduos adultos (apresentando espatas ou raques), sendo 11 no fragmento Afetiva, 26 na União e 15 em Poço das Antas. Cada indivíduo amostrado estava situado em locais planos, a pelo menos quatro metros de outro adulto coespecífico e a distância entre eles foi de pelo menos 50 m. Os endocarpos foram coletados antes do início da queda de frutos do presente ano, sendo provenientes de períodos de frutificação anteriores e tendo ficado expostos ao ataque de predadores por pelo menos um ano. Todos os endocarpos não deteriorados (que não quebraram quando apertados entre as mãos), encontrados em um raio de dois metros a partir da base da planta-mãe, foram coletados e classificados em quatro categorias distintas: não-predado (NP); predado por besouros (B); predado por roedores (R) e predado por ambos - besouros e roedores - (A). Os endocarpos foram classificados nessas categorias de acordo com as marcas deixadas pelos animais. Os endocarpos inicialmente classificados como não-predados foram abertos para verificar a existência de larvas de besouros no interior das sementes; isso foi necessário já que em alguns casos o furo de entrada da larva não estava aparente. Diferenças entre os fragmentos, em relação ao número de endocarpos coletados sob cada indivíduo e no número de endocarpos em cada uma das quatro categorias de predação, foram analisadas através dos testes de Kruskal-Wallis e Qui-quadrado, respectivamente.

Para avaliar o recrutamento de *A. aculeatissimum* em cada um dos fragmentos, 10 parcelas de 10 x 50 m (totalizando 0,5 ha) foram amostradas ao acaso em cada uma das áreas. Em cada parcela todos os indivíduos de *A. aculeatissimum* encontrados foram classificados como plântulas, jovens ou adultos. Foram considerados como plântulas todos os indivíduos com folhas não divididas em pinas; indivíduos com divisão incipiente ou bem desenvolvida das folhas foram considerados jovens e indivíduos com sinais atuais ou passados de reprodução foram considerados adultos. A relação entre o número de plântulas e o total de indivíduos amostrados foi usada como um índice da regeneração em cada fragmento, sendo as diferenças entre os fragmentos testadas através do teste de Qui-quadrado.

3. Resultados e Discussão

Foram coletados no total 3280 endocarpos, sendo 2347 no fragmento Afetiva, 783 na União e 150 em Poço das Antas. O número de endocarpos coletados por planta diferiu significativamente entre as três áreas (dados são média ± desvio padrão; Afetiva: 213,36 ± 152,58; União: 22,04 ± 29,54; Poço das Antas: 10 ± 10,54; Kruskal-Wallis = 30,007, $p<0,0001$), sendo pelo menos cinco vezes maior no fragmento pequeno.

A abertura dos endocarpos aparentemente não-predados demonstrou que 38,97% deles continham larvas, pupas ou imagos de besouros, ressaltando a importância da abertura dos endocarpos em estudos desse tipo. O número de endocarpos em cada uma das quatro categorias diferiu significativamente entre os fragmentos ($c^2=835,87$, gl=6, $p<0,0001$). A proporção de endocarpos predados sob a planta-mãe foi de 89,52% no fragmento Afetiva (10,48% NP, 88,07% B, 0,81% R e 0,64% A), 85,06% na Rebio União (14,94% NP, 73,18% B, 7,41% R, e 4,47% A) e 98,01% na Rebio Poço das Antas (1,99% NP, 38,67% B, 36,67% R e 22,67% A). A maior proporção de endocarpos predados por roedores foi encontrada no fragmento maior, enquanto no menor fragmento apenas 1,45% (R + A) dos endocarpos continham marcas de predação por vertebrados. Já a predação por besouros foi positivamente correlacionada com a área, sendo extremamente alta no fragmento Afetiva e diminuindo nos fragmentos maiores. Os principais predadores das sementes de *A. aculeatissimum* foram os besouros *Caryoborus serripes* (Bruchidae) e um Scolytidae ainda não identificado, cutias (*Dasyprocta leporina*) e esquilos (*Sciurus aestuans*).

No total, 84 endocarpos foram predados por ambos os tipos de predadores; esse número no entanto pode ter sido subestimado, já que marcas deixadas pelos besouros podem ter sido removidas pelos roedores quando estes predaram as sementes. Forget *et al.* (1984) e Silvius (2002) já haviam demonstrado que cutias e esquilos consomem sementes de palmeiras infestadas por besouros. O que não se sabe ainda é se esses mamíferos consomem deliberadamente as larvas ou se as mesmas são ingeridas acidentalmente junto com porções do endosperma. De qualquer forma, no final da estação de frutificação - onde a maioria das sementes encontradas sob a planta-mãe estão infestadas por besouros (Silvius, 2002) - o consumo das larvas por mamíferos que se alimentam das sementes encontradas nesse local é praticamente inevitável.

A proporção de plântulas em relação ao total de indivíduos amostrados diferiu significativamente entre as áreas ($c^2=137,04$, gl=4, $p<0,0001$), evidenciando um menor recrutamento no fragmento pequeno, onde apenas 7,67% dos indivíduos eram plântulas. Nas ReBios União e Poço das Antas a proporção de plântulas foi de 29,18% e 38,51%, respectivamente. Considerando a área total amostrada em cada fragmento, o maior número de adultos foi encontrado no fragmento Afetiva (n = 84), seguido pelas ReBios União (n = 47) e Poço das Antas (n = 12). Ou seja, mesmo tendo o maior número de adultos, o fragmento pequeno foi o que teve a menor razão plântula/adulto (0,28 na Afetiva, 3,19 na União e 9,91 em Poço das Antas).

Os resultados encontrados, principalmente no que se refere ao número extremamente baixo de endocarpos com marcas de roedores no menor fragmento (34 de 2347), sugerem que o acúmulo de frutos sob a planta-mãe no fragmento pequeno se deve à diminuição da dispersão das sementes nesse local. Reduções na abundância de esquilos e cutias com o aumento da fragmentação foram reportadas no Espírito Santo (Chiarello, 2000). Além disso, cutias estão entre os alvos preferidos dos caçadores o que contribui para decréscimos populacionais ou extinção local desses animais em pequenos remanescentes (Cullen *et al*., 2000). Evidências de caça (presença de armadilhas, giraus, etc...) foram encontradas nos três fragmentos estudados, mas os efeitos desse processo tendem a ser mais drásticos no fragmento menor.

Apesar de agirem como predadores, alguns roedores também atuam como importantes dispersores das palmeiras e aumentam a probabilidade de sobrevivência das sementes ao enterrá-las ou movê-las para locais seguros ao ataque de predadores e/ou favoráveis à germinação (*e.g.* Smythe, 1989). Como a predação por besouros é positivamente correlacionada com a densidade de sementes (Wilson & Janzen, 1972), a ausência de remoção por cutias e outros animais favorece uma maior predação nas sementes que se encontram sob a planta-mãe, onde a predação por besouros pode atingir 98% das sementes (Smythe, 1989).

Em Poço das Antas foi estimado que um indivíduo de *A. aculeatissimum* pode produzir cerca de 350 frutos (32 a 116 frutos por cacho, n=2; 1 a 3 cachos por planta, n=19). O número médio de endocarpos encontrado sob a planta-mãe nas duas áreas maiores, portanto, sugere que muitas sementes estão sendo removidas para longe da planta-mãe nesses locais, ao contrário do que ocorre no fragmento menor. Isso por sua vez parece estar afetando a rege-

neração da espécie nesses fragmentos pois no local onde houve maior predação por roedores (Poço das Antas) foi encontrada também a maior razão plântula/adulto.

4. Conclusão

Em comparação com as áreas maiores o fragmento pequeno apresentou uma menor remoção de sementes sob a copa da planta-mãe e uma menor proporção de endocarpos com marcas de predação por roedores. Esses resultados indicam que nesse fragmento há uma menor atividade de vertebrados que atuam como predadores e dispersores de sementes, sugerindo que a abundância desses animais é baixa nesse local. Por sua vez, a predação de sementes por besouros foi negativamente correlacionada com a área do fragmento, sendo maior no menor fragmento amostrado. Isso se deve, provavelmente, ao grande acúmulo de sementes encontrado sob a planta-mãe nesse local em decorrência da menor atividade de roedores.

O recrutamento de plântulas de *A. aculeatissimum* diferiu significativemente entre os fragmentos amostrados, sendo positivamente correlacionado com a área do fragmento. Ou seja, o menor fragmento foi o que teve a menor proporção de plântulas em relação ao total de indivíduos. Como palmeiras são criticamente dependentes da dispersão por animais (Smythe, 1989) é possível que a menor atividade dos roedores evidenciada no menor fragmento seja a principal responsável pelo padrão encontrado. No entanto, outros fatores não investigados neste estudo também podem estar afetando a sobrevivência das plântulas, como por exemplo alterações microclimáticas decorrentes da fragmentação.

Em resumo, os resultados encontrados sugerem que alterações na comunidade animal, em decorrência da fragmentação e da defaunação, afetam a dispersão e predação de sementes de *A. aculeatissimum* implicando em alterações na sua estrutura populacional e comprometendo a regeneração dessa palmeira em pequenos remanescentes florestais.

5. Referências Bibliográficas

Bordignon, M., Margarido, T.C.C. & Lange, R.R. (1996). Formas de abertura dos frutos de *Syagrus romanzoffiana* (Chamisso) Glassman efetuadas por *Sciurus ingrami* Thomas (Rodentia, Sciuridae). *Revista Brasileira de Zoologia 13*(4): 821-828.

Chiarello, A.G. (2000). Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology 14*(6): 1649-1657.

Cullen L. , Bodmer, R.E. & Valladares-Pádua, C. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation 95*: 49-56.

Forget, P.M., Munoz, E. & Leigh, E.G.Jr. (1994). Predation by rodents and bruchid beetles on seeds of *Scheelea* palms on Barro Colorado Island, Panama. *Biotropica 26*(4): 420-426.

Johnson, C.D., Zona, S. & Nilsson, J.A. (1995). Bruchid beetles and palm seeds: recorded relationships. *Principes 39*(1): 22-35.

Lorenzi, H., Souza, H.M., Medeiros-Costa, J.T., Cerqueira, L.S.C., von Behr, N. (1996). *Palmeiras no Brasil: Nativas e Éxoticas*. Editora Plantarum, Nova Odessa, SP.

Smythe, N. (1989). Seed survival in the palm *Astrocaryum standleyanum*: evidence for dependence upon its seed dispersers. *Biotropica 21*(1): 50-56.

Silvius, K.M. (2002). Spatio-temporal patterns of palm endocarp use by three Amazonian forest mammals: granivory or 'grubivory'? *Journal of Tropical Ecology 18*: 707-723.

S.O.S. Mata Atlântica & INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (1998). *Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica no Período 1990-1995*. São Paulo. 55 pp.

Terborgh, J. (1986). Keystone plant resources in the tropical forest. Pp. 330-340 in M.E. Soulé (ed.), *Conservation Biology*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.

Wilson, D.E. & Janzen, D. (1972). Predation on *Scheelea* palm seeds by bruchid beetles: seed density and distance from the parent palm. *Ecology, 53*(5): 954-959.

Wright, S.J., Zeballos, H., Domínguez, I., Gallardo, M.M., Moreno, M.C. & Ibañez, R. (2000). Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a neotropical forest. *Conservation Biology 14*(1): 227-239.

Wright, S.J. & Duber, H.C. (2001). Poachers and forest fragmentation alter seed dispersal, seed survival, and seedling recruitment in the palm *Attalea butyraceae*, with implications for tropical tree diversity. *Biotropica 33*(4): 583-595.

(Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, Associação Mico-Leão-Dourado)

Pesquisas Ecológicas de Longa Duração: composição e abundância das abelhas do Médio Rio Doce, Minas Gerais.

Alexson de Paula Lúcio[a], Yasmine Antonini[b], Rogério Parentoni Martins[b], Eva Gleide Silva[b] e Renzo Antonini Lanza[a]

[a] graduação - Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (alexsonlucio@yahoo.com.br)

[b] Universidade Federal de Minas Gerais

1. Introdução

Segundo Wolda (1983), existem muitos exemplos de padrões de flutuação de populações de insetos, porém para os trópicos, tais dados são extremamente escassos. Não existem dados, pelo menos na literatura, de insetos em habitats não perturbados, pelo menos cobrindo um mínimo de seis anos. Apesar disto, tais tipos de dados são extremamente importantes para teorias de dinâmica de população. Em regiões tropicais, onde supostamente as condições ambientais são mais estáveis, a ocorrência de grande parte dos grupos de insetos é previsivelmente sazonal. Nessas áreas estrutura do habitat e a fragmentação podem minimizar ou exacerbar os efeitos das modificações sazonais na abundância das espécies.

Para Holdridge (1987) deve-se trabalhar rápido no estudo de comunidades naturais virgens, antes que sejam alteradas pelo homem, como também é necessário assegurar a conservação de suficientes áreas não alteradas, para estudos em longo prazo.

As comunidades de abelhas são importantes para a manutenção de ecossistemas terrestres, pois são responsáveis por cerca de 70% da polinização de todas as angiospermas (Roubik, 1989). Porém, suas populações são bastante sensíveis a variações ambientais, principalmente se seus locais de nidificação forem de alguma forma alterados. Elas exibem diferentes graus de especialização na coleta de alimento, na escolha de locais para a nidificação e diferentes graus de sociabilidade, o que nos permite discernir claramente entre espécies mais exigentes e espécies mais generalistas, mesmo em áreas mais degradadas.

Em Minas Gerais, estudos sobre a melitofauna de fragmentos preservados ainda são escassos, com exceção de alguns levantamentos em algumas áreas isoladas (Silveira e Cure 1993, Silveira *et al.* 1993, Silveira & Campos 1995, Antonini & Martins 2003, Araújo & Antonini, dados não publicados). A fauna de abelhas é pouco conhecida na Região do Vale do Rio Doce, e estudos em longo prazo se fazem necessários para que se conheça a flutuação das populações destes organismos.

Esse trabalho tem por objetivo o levantamento, em longo prazo, da fauna de abelhas para avaliar sua riqueza e abundância, sua sazonalidade em diferentes áreas em um grande fragmento de Mata Atlântica de diferentes tamanhos e a verificação da abundância relativa e fenologia.

2. Metodologia

O estudo foi desenvolvido no Parque Estadual do Rio Doce (PERD-MG) que é a maior área de floresta preservada no estado de Minas Gerais. São aproximadamente 36.000 ha, que abrangem parte dos municípios de Timóteo, Marliéria e Dionísio. O PERD é limitado ao Leste pelo rio Doce e ao Norte pelo rio Piracicaba (IEF 1994). Situado na depressão interplanáltica do rio Doce (Cetec 1982 apud Graçano 1997) o parque possui baixa altitude entre 230m e 515m, relevo composto de encostas originadas por depo-

sição aluvial e um sistema repleto de lagos nas áreas de maior depressão originadas pela paleo-drenagem do Rio Doce (SOCT 1981). A estação chuvosa ocorre de outubro a março e a seca de abril a setembro. A vegetação do parque pode ser considerada do tipo Floresta Estacional Semidecidual Submontana caracterizada por uma percentagem de árvores caducifólias entre 20 e 50% (Lopes, 1998). No entanto, pelo menos 10 categorias vegetacionais podem ser identificadas no Parque do Rio Doce (Gilhuis 1986).

Foram selecionadas várias áreas no interior do PERD, e para otimizar a amostragem em função da grande extensão do parque foram utilizadas quatro metodologias de amostragem.

Abelhas visitando flores foram coletadas ao longo de transectos estabelecidos nas margens de estradas e trilhas, entre 9:00 e 17:00 horas com rede entomológica durante três dias consecutivos a cada mês.

Armadilhas de interceptação de vôo, do tipo Malaise (Townes 1962) foram instaladas em três diferentes tipos vegetacionais; mata alta primária, mata alta e mata média secundária. Em cada área foram estabelecidos três pontos amostrais, dispostos 25m um do outro e em cada ponto foi armada uma armadilha. Para cada uma das armadilhas foram feitas cinco coletas semanais sucessivas durante dois eventos de coletas anuais, um na estação seca outro na estação chuvosa, totalizando 45 amostras por estação. Foram realizadas coletas em julho e agosto de 2000, outubro e novembro de 2001, julho e agosto de 2002, outubro e novembro de 2002. Foram instalados 400 ninhos-armadilhas, construídos com nós de bambu com diâmetros variando de 8 a 2 cm de diâmetro, amarrados em feixes e dispostos a 1 e 4 metros do solo em três áreas amostrais. Estes ninhos foram instalados nas mesmas áreas e próximos aos pontos onde as armadilhas Malaise foram montadas. Quinzenalmente foram vistoriados para avaliar ocupação. Quando ocupados foram levados ao laboratório e deixados em repouso até o nascimento dos adultos que foram mortos em câmara mortífera, montados em alfinetes e identificados. O quarto método usado foi o de iscas de cheiro para atração de abelhas da tribo Euglossini.

Foi calculado o índice de diversidade Shannon-Wienner para cada ano amostrado e a similaridade Sorensen entre os anos. O tesque Q de Cochran (Zar 1998) foi utilizado para avaliar a sazonalidade na ocorrência das espécies. Foi usado o estimador de Jack-Knife para avaliar se ao esforço amostral aumentado, novas espécies foram acrescentadas. Como o número de meses de amostragem não foi o mesmo para todos os anos, o número de indivíduos e espécies foi dividido pelo número de meses para padronizar as coletas.

3. Resultados e discussão

Entre outubro de 2000 e maio de 2003 coletou-se 1092 indivíduos de 163 espécies de abelhas de cinco famílias (Apidae, Megachilidae Halictidae, Andrenidae e Colletidae). Apidae foi a família mais abundante com 82% dos indivíduos, seguida por Halictidae (10%) e Megachilidae (7%). Andrenidae e Colletidae compreenderam apenas 1%. Em regiões tropicais, Apidae normalmente é muito mais abundante nos levantamentos, principalmente quando espécies de abelhas sociais são incluídas nos levantamentos. No PERD, 63% dos indivíduos coletados foram de abelhas sem ferrão. Abelhas sociais têm colônias perenes, que em geral possuem centenas de indivíduos. Espécies deste grupo sempre são muito abundantes em levantamentos de apifauna. No entanto quando este grupo não é analisado junto com as espécies solitárias, a abundância de Apidae diminui significativamente. Dados da literatura confirmam que em regiões tropicais existe uma alta diversidade de espécies de abelhas solitárias mas estas ocorrem em baixas abundâncias (veja revisão em Roubik 1989).

Vale a pena destacar a presença de espécies raras de abelhas sem ferrão (*Melipona bicolor* e *M. marginata*) e de uma espécie ameaçada de extinção (*M. rufiventris*).

A abundância bem como a riqueza variou entre os anos sendo que em 2001 foi amostradas maior riqueza (S=98) e abundância (n=478). O número de indivíduos e de espécies por mês de coleta foi maior em 2001 (n=80, S=16). A menor riqueza mensal foi observada nos anos de 2000 e 2002 (S=9 e S=8 respectivamente).

As espécies de abelhas ocorrem sazonalmente ($Q=106,19$; $gl=19$; $p<0,001$) de forma que a composição da comunidade se altera entre períodos de seca e chuva. Tanto a abundância quanto a riqueza em espécies foram maiores no período chuvoso do que no seco. A mata do Parque do rio Doce modifica-se drasticamente ao longo do ano, seguindo o regime de chuvas, o que pode ter acarretado a grande mudança na composição e abundância apifauna. Esta sazonalidade já vem sendo demonstrada em outros locais no estado de Minas Gerais (Antonini & Martins 2003, Albano & Antonini, dados não publicados).

Em 2000 poucas espécies foram coletadas (S=18) e por isso a similaridade da comunidade entre esses anos e os subseqüentes foi bastante alta (94,0±1,37). No entanto a similaridade entre 2001 e os anos subseqüentes diminuiu bastante indicando que a cada novo período amostral novas espécies foram acrescentadas. Isso parece se confirmar com o estimado de Jack-Knife; apesar dos 20 meses de coletas, o valor observado para as espécies ainda está muito abaixo do esperado. Nos dois períodos chuvosos a abundância de indivíduos foi maior do que nos dois períodos secos.

4. Conclusões

Apesar de estar rodeado por áreas bastante antropizadas, o PERD se mostra com grande potencial para abrigar uma apifauna expressiva. Conforme foi constatado uma grande riqueza de espécies de abelhas ocorrem em toda a sua extensão.

O grande número de novas espécies acrescentadas a cada período amostral indica que estudos de longo prazo são importantes para uma avaliação mais efetiva da biodiversidade.

A presença de uma espécie de abelha ameaçada de extinção (*Melipona rufiventris*) reforça a importância desse fragmento para a manutenção da comunidade de abelhas da Mata Atlântica, em Minas Gerais.

5. Referências Bibliográficas

Antonini, Y. & Martins, R.P. 2003. The Flowering-Visiting Bees at the Estação Ecológica of UFMG, Belo Horizonte, MG, Brazil. Neotropical Entomology, no prelo.

Gilhuis, J.P. 1986. Vegetation survey of the Parque Florestal Estadual do Rio Doce, MG, Brasil.Viçosa, MG: UFV, IEF, Msc. thesis, Agricultural University Wagaeningen, 112 pp.

Graçando, D. 1997. Levantamento preliminar de Pteridophyta e caracterização morfo-anatômica das espécies de Pteridaceae do Parque Estadual do Rio Doce. Tese de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa, MG, 127 pp.

Holdridge, L.R. 1987. Ecologia basada en Zonas de Vida. San José, Costa Rica, IICA.216

IEF – INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS, 1994. Pesquisas prioritárias para o Parque Estadual do Rio Doce, Brasil. Belo Horizonte. 35 pp.

Lopes, W.P. 1998. Florística e fitossociologia de um trecho de vegetação arbórea no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais. Tese de mestrado, Universidade Federal de Viçosa, 72 pp.

Roubik, D.W. 1989. Ecology and Natural History of Tropical Bees. 1989. Cambridge Tropical Biology Series. Cambridge University Press, 513 pp.

Sakagami,S.F.; Laroca, S. & Moure,J.S. 1967. Wild bee biocenotics in São José dos Pinhais (PR), South Brazil. Preliminary report. Journal do Faculty of Science of Hokkaido University. Serie VI, Zoology, 16:253-282.

Silveira, F.A e Cure, J.R. 1993. High altitude bee fauna of Southeastern Brazil: Implications for Biogeographic patterns. (Hymenoptera: Apoidea). Study of the Neotropical Fauna Environment. 28(1): 47-55.

Silveira, F.A.; & Campos, M.J.O. 1995. A melissofauna de Corumbataí (SP) e Paraopeba(MG) e uma análise da biogeografia das abelhas do cerrado brasileiro (Hymenoptera:Apoidea). Revista Brasileira de Entomologia. 39(2):371-401.

Silveira, F.A.; Rocha, L.B.; Oliveira, M.J.F.; Cure, J.R. 1993. Abelhas silvestres (Hymenoptera:Apoidea) da Zona da Mata de Minas

Gerais II. Diversidade, abundância e fontes de alimento em uma pastagem abandonada em Ponte Nova. Revista Brasileira de Entomologia. 37(3): 611-638.
SOCT – Sistema Operacional de Ciência e Tecnologia. 1981. Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais – CETEC. Programa de pesquisas ecológicas do Parque Estadual do Rio Doce. Belo Horizonte v.2.
Townes, H. 1962. Design for a Malaise Trap. Proceedings of Entomological Soc. Washington 64:253-262.
Wolda, H. 1983. Long Term Stability of Tropical Insect Populations. Research in Population Ecology. 3:112-126.
Zar, J.H. 1998. Biostatistical analysis. New Jersey: Prentice-Hall-Englewood Cliffs, 929 pp.

Dinâmica da Decomposição e Liberação de Nitrogênio de Duas Espécies Arbóreas em Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas no Paraná

Aline Alinéia Rocha [a], Renato Marques [a] & Adonai Pinheiro de Ulhôa Cintra [a]
[a] Universidade Federal do Paraná (alineia@floresta.ufpr.br)

1.Introdução

Das áreas remanescentes de Floresta Atlântica a parcela mais representativa se encontra nas regiões Sul e Sudeste do país. Uma parte significativa destas áreas encontra-se no litoral do Estado do Paraná, onde ainda é possível encontrar áreas extensas de remanescentes da floresta original e/ou de florestas secundárias, ocorrendo em diversas situações geomorfológicas, desde florestas de restinga até florestas altomontanas. Dentro deste domínio se encontra a Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, que se desenvolve sobre solos arenosos com baixa capacidade de retenção de nutrientes devido às suas limitações químicas e físicas. Nesse contexto o processo de ciclagem de nutrientes é de fundamental importância para a manutenção dessa formação florestal, sendo que a serapilheira depositada sobre o solo, através da decomposição de seus componentes, torna-se a principal fonte de nutrientes para o sistema. Neste sentido, este trabalho teve por objetivo avaliar a contribuição de duas espécies arbóreas, *Ocotea pulchella* (canela lageana) e *Andira Anthelminthica* (jacarandá lombriga), para a ciclagem de fitomassa e nitrogênio nesta floresta.

2. Métodos

O presente estudo foi realizado numa sucessão secundária da Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, localizada na Floresta Estadual do Palmito, município de Paranaguá-PR. O clima da região é do tipo Af, segundo a classificação de Köppen, descrito como clima tropical superúmido, sem estação seca e sem ocorrência de geadas.

Os dados aqui apresentados foram obtidos em área com características de um estádio avançado de desenvolvimento da floresta, com três estratos distintos e rico sub-bosque. As duas espécies avaliadas atingem o estrato superior da floresta, que apresenta de 11 a 14 metros de altura, com valor de importância próximo de 17. Esta floresta se situa sobre ESPODOSSOLO, sendo que a camada orgânica (horizonte orgânico) que recobre o solo mineral é muito densa, atingindo em alguns pontos até 30cm de espessura e tornando-o muito fofo e úmido (Wisniewski, 1997)

O ensaio de decomposição foi efetuado segundo metodologia das bolsas de decomposição (*litter bags*), na qual a taxa de decomposição é estimada a partir da perda de peso, ao longo do tempo, de amostras do material a ser decomposto. Foram confeccionadas 40 bolsas de tela de nylon com malha de 2 mm, com dimensões de 30x25 cm, nas quais foram acondicionadas cerca de 16g de folhas maduras, coletadas das árvores, de cada uma das espécies em estudo. No início de março de 2001, as bolsas foram aleatoriamente distribuídas sobre a superfície do solo/horizonte orgânico. A cada três meses, durante 12 meses, foram coletadas dez amostras dos *litter bags*. No Laboratório, o conteúdo de cada bolsa foi retirado, seco em estufa a 70^0 C e pesado, tendo-se o cuidado inicial de retirar partículas de solo mineral aderidas e/ou raízes que se infiltraram. A taxa de decomposição foi estimada pela comparação dos pesos médios do conteúdo das bolsas ao longo do tempo.

Foram calculados os coeficientes de decomposição K' (porcentagem de material decomposto em dado intervalo de tempo) e K (razão instantânea de decomposição), para os intervalos de um mês e de um ano, (JENNY et al., 1949, citado por Olson, 1963). Também foi estimado o tempo necessário para decomposição de 50% (t_{50} = 0,693 K) e 95% (t_{95} = 3/K) das folhas.

2. Resultados e Discussão

Os resultados mostram uma considerável diminuição na quantidade de matéria seca nos três primeiros meses para ambas as espécies. Esta fase da decomposição é atribuída à liberação de compostos orgânicos mais solúveis e de mais fácil decomposição. Nos meses subseqüentes a decomposição é mais lenta e isto pode ser evidenciado pelo valor de K que inicialmente chegou a 0,24 para o jacarandá e 0,17 para a canela e ao final do experimento diminui para cerca de 0,10 nas duas espécies.

Nos três meses iniciais o jacarandá, com K' de 0,51, apresentou uma porcentagem de decomposição um pouco mais alta em comparação à canela, com K' de 0,41. A partir do nono mês de exposição do material o jacarandá sofreu uma estabilização no processo de decomposição, com K' de 0,70. Já a canela, dentro do período estudado, não mostrou esta estabilização, com K'de 0,65 aos nove e de 0,72 aos 12 meses de estudo.

O tempo estimado para decomposição de 50% do material foi de 327 dias para a canela e 304 dias para o jacarandá, enquanto que para a decomposição de 95% do material foi de 883 dias para a canela e 928 dias para o jacarandá.

As duas espécies mostraram comportamentos muito distintos quanto à concentração de nitrogênio nos tecidos foliares durante o processo de decomposição. Antes de serem submetidas ao ensaio de decomposição, o jacarandá, com cerca de 30,1 g de N por kg de matéria seca, apresentava concentração aproximadamente duas vezes mais elevada que a canela, com 14,5 g/kg. Isto decorre da fixação simbiótica de N pelo jacarandá. Após três meses de exposição do material a concentração de N nas folhas de jacarandá diminuiu para 20,4 g/kg e nos períodos seguintes se manteve por volta de 27 g/kg. Sendo essa espécie fixadora de N, provavelmente uma porcentagem considerável deste nutriente se encontrava em formas solúveis nos tecidos foliares. Desta forma, o decréscimo inicial na concentração pode ser devido às perdas por lixiviação. Com relação ao aumento nos meses seguintes, a possível contaminação do material por microrganismos que imobilizam N explicaria este comportamento. As folhas de canela, após três meses no campo, apresentaram aumento na concentração de N para 22,8 g/kg e diminuição nos meses seguintes, atingindo concentração média mínima de 16,7 g/kg aos nove meses de exposição. Ao contrário do jacarandá, a canela deve conter maior quantidade de N em formas estruturais e, com a perda de fitomassa pode ter ocorrido um efeito de concentração do nutriente no material remanescente da primeira coleta. Pode também ter ocorrido contaminação conforme citado para o jacarandá.

4. Conclusões

Nas condições estudadas, as duas espécies apresentaram um comportamento muito similar no que diz respeito à velocidade de decomposição do material foliar.

O jacarandá parece apresentar um maior potencial na ciclagem de nitrogênio, no entanto novas análises deverão complementar e esclarecer melhor os estudos relacionados à dinâmica de liberação deste nutriente.

5. Referências Bibliográficas

Wisniewski, C. (coord.). *Caracterização do Ecossistema e Estudo das Relações Solo – Cobertura Vegetal em Planície Pleistocênica do Litoral Paranaense.* Projeto Integrado – CNPq, Curitiba, 1997, 55p.
Odum, E. P. *Ecologia.* Rio de Janeiro, Editora Guanabara. 1983. 434p.
Jenny, H.; Gessel, S. P.; Bingham, F. T. Comparative Study of

Decomposition Rates of Organic Matter in Temperate and Tropical Regions. *Soil Science*, v. 68, p. 419-432.1949.

Dados preliminares sobre a distribuição da comunidade de euglossina (hymenoptera, apidae) em uma área de mata atlântica fragmentada no extremo-sul da Bahia[1]

Amada Mariana Costa de Melo[a] ; Blandina Felipe Viana[b] & Pedro Luís Bernardo da Rocha[b]
[a] Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento da Universidade Federal da Bahia (amadabio@ufba.br)
[b] Instituto de Biologia , Universidade Federal da Bahia

1. Introdução

Nas últimas décadas, as florestas tropicais têm passado por um processo intenso de devastação nas diferentes regiões do planeta. O bioma Mata Atlântica possui reconhecida importância por ser uma área de alta riqueza de espécies e de significativos níveis de endemismo da sua fauna e flora, entre os mais elevados do mundo (Wilson, 1997; Thomaz *et al.*, 1998), sendo considerada atualmente uma das áreas prioritárias (*hotspots*) do globo para a conservação da biodiversidade (Mittermeier *et al*., 1999). No Brasil, o desmatamento da Mata Atlântica alcançou enormes proporções, restando hoje menos de 7% do total da cobertura original da Mata Atlântica (Fonseca, 1997; SOS Mata Atlântica e INPE, 1997). No sul da Bahia, existem apenas cerca de 4% de remanescentes florestais naturais distribuídos na paisagem regional, cujos principais fragmentos apresentam-se como ilhas de florestas inseridas nesse contexto geográfico, circundadas por grandes extensões de pastagens ou intercaladas em florestas de eucalipto, evidenciando uma complexa paisagem em mosaico, composta de fragmentos florestais de diferentes tamanhos, formatos e graus de alteração e uma matriz de formações abertas (pastos) e florestadas (capoeiras em estágios diferentes estágios sucessionais e, principalmente, eucaliptais).

Sabe-se que a divisão de hábitats antes contínuos em áreas menores e mais isoladas resulta em uma perda de espécies através da redução da área remanescente, aumento do isolamento e de bordas e diminuição da conectividade do hábitat, afetando não só a abundância e riqueza de espécies de insetos, mas também podendo alterar potencialmente interações entre insetos e outros organismos (Didham *et al*., 1996; Harrison & Bruna, 1999).Entretanto, a perda de processos ecológicos, como a polinização, por exemplo, é igualmente, se não mais destrutiva que as modificações físicas, para um ecossistema natural (Liow, 2001).

Diversos grupos de insetos são conhecidos por realizar a polinização das plantas, mas as abelhas são, provavelmente, o grupo de polinizadores mais importante em número e diversidade de plantas polinizadas (Bawa *et al*., 1985), sendo considerados os vetores de pólen dominantes nas florestas tropicais (Bawa, 1990; Roubik, 1993). Por remover as fontes tróficas e os locais para nidificação, a degradação dos hábitats pode reduzir a riqueza de espécies e a abundância das guildas de polinizadores, afetando o seu comportamento de forrageio e rompendo interações planta-polinizador, podendo causar danos ao *fitness* da flora local (Aizen & Feinsinger, 1994; Didham *et al*., 1996; Kwak, *et al*., 1998), e alterar a estabilidade dos ecossistemas (Rathcke & Jules, 1993; Matthies *et al*., 1995). Além disso, a fragmentação pode ainda causar a alteração microclimática dentro e ao redor dos fragmentos e o isolamento de cada área de outros remanescentes. Alteram-se assim, os fluxos de vento, radiação e temperatura ao longo da paisagem. (Saunders *et al*., 1991).

Em virtude do panorama atual o interesse no estudo das conseqüências da fragmentação florestal e da importância da conservação da biodiversidade em fragmentos remanescentes tem aumentado significativamente nos últimos anos, e, embora tenha havido este aumento, conhece-se muito pouco sobre a dinâmica de ecossistemas fragmentados em ambientes neotropicais, pois as informações disponíveis são, principalmente, de caráter teórico, existindo ainda poucos dados empíricos.

Neste contexto, as abelhas da subtribo Euglossina, conhecidas como abelhas das orquídeas, inserem-se entre os mais importantes vetores de pólen em florestas neotropicais, constituindo um importante grupo bioindicador, uma vez que são sensíveis às perturbações ambientais, desempenhando, deste modo, um papel fundamental na viabilidade das espécies vegetais. Assim, este estudo pretende investigar a distribuição da comunidade de abelhas Euglossina em uma área de mata atlântica, no Sul da Bahia.

2. Métodos

O estudo foi realizado em uma área de propriedade da empresa Veracel Celulose, próxima à Estação Veracruz, entre os municípios de Porto Seguro e Santa Cruz Cabrália, extremo sul da Bahia, que inclui uma reserva de 6.026 hectares de mata atlântica, 80% dos quais são mata primária , e fragmentos florestais imersos em uma matriz formada por pastos e amplas áreas de eucaliptais, sendo amostradas as seguintes categorias de paisagem: mata primária (MA), fragmento de mata (FR) e eucaliptal contínuo (EC). Cada uma dessas categorias de paisagem está sendo caracterizada a partir de quatro réplicas espaciais (MA 1, MA 2, MA 3, MA 4, FR 1, FR 2, FR 3, FR 4, EC 1, EC 2, EC 3, EC 4) distribuídas aleatoriamente em regiões de platôs nas áreas do universo de cada categoria.

Em cada réplica, a fauna de Euglossina está sendo amostrada através do método de coleta passiva com 24 armadilhas odoríferas contendo essências artificiais de eucaliptol (06), eugenol (06), baunilha (06) e salicilato de metila (06), segundo método descrito por Neves & Viana (1997), durante cinco dias a cada três meses. As armadilhas são distribuídas em árvores a cada 10,20m em três linhas paralelas espaçadas entre si de 20,40 metros.

Foi realizada uma análise indireta de gradiente, a partir da matriz primária de abundâncias (centralizadas e padronizadas) das espécies por sítio (réplica), através de uma análise de componentes principais (PCA) (SPSS for Windows, versão 8.0.0). Para comparar os sítios amostrais quanto à riqueza de espécies foi aplicada uma ANOVA não paramétrica (INSTAT for Windows, versão 3.0) Para as análises estatísticas considerou-se apenas as espécies mais abundantes (n ³ 50). Os dados aqui apresentados foram coletados no período de 01 a 05 de março de 2003.

3. Discussão e Resultados

Foi coletado um total de 709 indivíduos, pertencentes a 21 espécies, representantes de três gêneros. As espécies mais abundantes (n ³ 50) foram *Euglossa ignita* Smith, 1874 (21%), *Euglossa imperialis* Cockerell, 1922 (19,7%), *Euglossa* sp1 (15,2%), *Euglossa cordata* (Linnaeus, 1758) (12,4%), *Euglossa securigera* Dressler, 1982 (9,3%) e *Eulaema nigrita* Lepeletier, 1841 (6,2%) e estas foram as espécies utilizadas na análise de gradiente. As demais representaram 16,2% da amostra.

A análise extraiu um componente principal que explica 78,4% da variação total das abundâncias.

Foi evidenciado um gradiente ambiental em direção às áreas de interior mata primária (MA 1 e MA 2), tendência que corrobora a idéia de que estas abelhas podem ser consideradas indicadores de perturbações ambientais. Foi observada correlação positiva das espécies mais abundantes supracitadas com o gradiente formado. Com relação à riqueza de espécies, não houve diferença significativa ($p = 0,4433$) entre áreas de mata primária e o fragmento de mata 1 (FR 1). Este fragmento é o mais próximo da área de mata primária, onde foi observado um maior numero de espécies ($n = 18$). Isso pode ser explicado pelo fato de que euglossíneos são capazes de voar longas distâncias em busca de recursos, podendo, inclusive, atravessar áreas abertas.

É interessante notar que as espécies respondem de forma diferente às modificações do ambiente, e que provavelmente, a perda de hábitat constitui um dos principais fatores responsáveis pelo declínio na abundância e riqueza de espécies de abelhas, principalmente de espécies mais sensíveis a perturbações. Powel & Powel (1987), por exemplo, observaram uma redução no número de indivíduos, assim como na composição das espécies de Euglossina em

áreas fragmentadas recentemente, em comparação com dados obtidos antes do isolamento.

4. Conclusões

A análise dos resultados indica:

(1) uma tendência a uma maior abundância e riqueza de espécies de Euglossina associada aos ambientes menos perturbados, que ainda preservam características de floresta atlântica primária;

(2) que as abelhas da subtribo Euglossina vêm se mostrando boas indicadoras de perturbações ambientais na área estudada.

5. Referências Bibliográficas

Bawa, K. S.; Bullock, S.H.; Perry, D.R.; Coville, R.E. & Grayum, M.H. (1985). Reproductive biology of tropical rainforest trees. II. Pollination systems. *American Journal of Botany*, 72, 346-356.

Bawa, K. S (1990). Plant-pollinator interactions in tropical rainforests. *Annual Review in Ecology and Systematics*, 21, 399-422.

Didham, R.K.; Ghazoul, J.; Stork, N.E. & Davis, A.J. (1996). Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution*, 11, 255–260.

Fonseca, M.T (1997). A estrutura da comunidade de pequenos mamíferos em um fragmento de Mata Atlântica e monocultura de eucalipto: a importância da matriz de habitat. 60f. (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, MG.

Harrison, S.; Bruna, E. (1999). Habitat fragmentation and large-scale conservation: What do we know for sure? *Ecography*, 22, 225-232.

Kwak, M. M. .; Velterop, O. & van Andel, J. (1998). Pollen and gene flow in fragmented habitat. *Applied Vegetation Science*, 1, 37-54.

Liow, L.H (2001). Bee diversity along a gradient of disturbance in tropical lowland forests of Southeast Asia. *CBM:s Skriftserie*, 3, 101-130.

Matthies, D.; Schmid, B. & Schmid-Hempel, P. (1995). The importance of population processes for the maintenance of biological diversity. *Gaia*, 4, 199–209.

Mittermeier, R.A.; Myers, N.; Gil, P.R. & Mittermeier, C.G. (1999). Hotspots: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. *Conservation International*, CEMEX. 430p.

Neves, E. L.; Viana, B F. (1997). Inventário da fauna de Euglossinae (Hymenoptera, Apidae) do baixo sul da Bahia, Brasil. *Revista brasileira de Zoologia*, 14, (4), 831-837.

Powel, A. H.; Powel, G. V. N. (1987).Population dynamics of male euglossine bees in Amazonian forest fragments. *Biotropica*, 19, 176-179.

Rathcke, B.J. & Jules, E.S (1993). Habitat fragmentation and plant–pollinator interactions. *Current Science*, 65, 273–277.

Roubik, D.W. (1993). Direct costs of forest reproduction, bee-cycling and the efficiency of pollination modes. *Journal of Biological Sciences*, 18, 537-552.

Saunders, D.A.; Hobbs, R.J. & Margules, C.R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5, 18–32.

S.O.S. Mata Atlântica; Inpe (1997). Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica. São Paulo: S.O.S. Mata Atlântica.46p.

Thomaz, W. W.; Carvalho, A. M. A.; Garrison, J.; Abelaez, A. L. (1998). Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. *Biod. Conserv.*, 7, 311-322.

Wilson, E.O. (1997). A situação atual da diversidade biológica. In: Wilson, E.O. e Frances, M.P. (eds.) Biodiversidade. pp. 1-24. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, RJ.

1 Este trabalho é apoiado pela empresa Veracel Celulose S.A.

Crescimento e mortalidade de lianas no sub-bosque de plantios de eucaliptos de diferentes idades no período de um ano na REBIO União, RJ.

Ana Carolina Caetano Ribeiro[a] *& Marcelo Trindade Nascimento*[b]
[a] *Graduação em Ciências Biológicas Universidade Estadual do Norte Fluminense (anacarolinacr@yahoo.com.br)* [b] *Universidade Estadual do Norte Fluminense*

1.Introdução

A fragmentação e destruição florestal são fatores que provocam alterações nas distribuições geográficas e padrões demográficos de muitas espécies. Tais modificações podem levar a uma degradação funcional e estrutural dos ecossistemas e consequentemente à extinção destes (Harris 1984). O efeito de borda derivado da fragmentação florestal em geral degrada as comunidades ao beneficiar determinadas espécies (ex. pioneiras e lianas) freqüentemente associadas a estágios sucessionais iniciais (Murcia, 1995). Tal fato determina em muitos casos perda de riqueza e biodiversidade locais.

As florestas tropicais caracterizam-se pela alta abundância e diversidade de lianas (Gentry 1991), essas plantas são tão singulares a estas formações vegetais que são apontadas como característica importante para diferenciá-las das florestas temperadas (Croat, 1978). As lianas são mais conspícuas em áreas naturalmente ou antropicamente impactadas tais como bordas ou clareiras (Putz & Chai 1987), onde há maior incidência de luz e maior disponibilidade de suportes, mas sempre contribuindo substancialmente na diversidade e estrutura de florestas tropicais maduras (Gentry 1991). A dinâmica natural destas florestas pode ser influenciada pela abundância das lianas, apesar de sua presença ser mais benéfica que prejudicial (Morellato & Leitão filho,1996). O crescimento das lianas é bem mais rápido quando comparado com as espécies arbóreas (Putz, 1984). Quando se deseja fazer estudo da dinâmica e manejo florestal, é fundamental o conhecimento deste grupo de vegetais, devido à sua diversidade e importância ecológica (Putz, 1984).

O objetivo deste trabalho é avaliar a dinâmica de populações de lianas em plantios de eucaliptos, áreas anteriormente cobertas por Mata Atlântica, após um intervalo de um ano, visando maior conhecimento sobre alguns aspectos relacionados à ecologia destas plantas.

2. Métodos

O trabalho está sendo realizado na Reserva Biológica União (RBU) criada em 1998 e localizada no distrito de Rocha Leão, município de Rio das Ostras, RJ. A mesma possui uma área total de 3.121,21 ha, sendo dividida pela BR-101 em duas partes de aproximadamente 500 ha ao sul e 1900 ao norte, totalizando 2400 ha de Mata Atlântica preservada. Com poucas áreas abertas e com cerca de 105 de mata inundada, a RBU possui cerca de 215 ha de sua área coberta por plantios de eucaliptos. Cinco plantios de diferentes idades foram selecionados: plantio I (34 anos), plantio II (13anos), plantio III (11 anos, queimado em 2000), plantio IV (11 anos) e plantio V (15 anos), todos com seis anos de abandono.

Foram alocadas ao acaso 5 parcelas de 10m x 20m em cada plantio de eucalipto, totalizando uma área de 5.000 m^2. Cada uma destas parcelas foi subdividida em 4 sub-parcelas de 5m x 10m para facilitar posterior localização dos indivíduos. Nestas parcelas foram amostradas todas as lianas com diâmetro basal (DAB) maior que 2,5 cm, medindo-se a base do caule. Foram amostrados todos os indivíduos enraizados, que apresentavam brotamento dentro da parcela. Não foram considerados indivíduos independentes, extensões de caules que voltavam a se fixar no solo e emitir novas raízes. Foi feito uso de paquímetro para obtenção das medidas e plaquetas de alumínio numeradas para identificação dos indivíduos. Amostras de cada um dos indivíduos foram coletadas, prensadas e herborizadas. Esse material está sendo arquivado no herbário, ainda em fase de implantação, da UENF após completa identificação por especialistas.

Dois censos foram realizados, o primeiro em fevereiro de 2002, e o segundo, em fevereiro de 2003. Para o cálculo do crescimento, incremento em DAB por planta, foram utilizados os sobreviventes em 2003. Para tal parâmetro foi considerado somente o caule principal, excluindo suas ramificações. Entretanto, para a determinação do incremento de área basal (AB) por hectare no intervalo de um ano foram utilizados todos os indivíduos amostrados nos dois censos e considerados tanto os caules principais quanto suas ramificações.

Fatores ambientais foram avaliados num período de um ano nos plantios de eucalipto e na mata. Para tal, foram utilizados radiômetro para detecção de luminosidade, termohidrômetro para medição de temperatura e umidade relativa do ar, além de pluviômetros instalados estrategicamente em cada um dos plantios para

medição da pluviosidade. Temperatura, umidade e luminosidade, foram medidas em 3 pontos fixos em cada uma das 25 parcelas. As coletas dos dados foram feitas quinzenalmente.

2. Resultados e discussão

Os dados micro-climáticos obtidos indicaram que os plantios II e V foram os que apresentaram valores mais próximos com os da mata nativa, seguido pelo plantio I. Os plantios III e IV foram os mais distintos, apresentando os menores valores de umidade e maiores valores para temperatura e luminosidade. Entretanto, em todos os plantios foi observada uma maior variação nos parâmetros analisados.

No primeiro censo, realizado em 2002, um total de 70 indivíduos de lianas foram amostrados nos plantios, sendo zero nos eucaliptos III e IV, 18 no eucalipto I, 25 no eucalipto II e 27 no eucalipto V. Em 2003, no segundo censo, um total de 15 recrutas foram amostrados, sendo 2 no plantio I, 7 no plantio II e 6 no plantio V. Nos plantios III e IV nenhum indivíduo foi encontrado. Dentre os indivíduos marcados no primeiro censo, 3 (4,3%) foram encontrados mortos, 1 no plantio I, 1 no II e 1 no V. Este valor é bem menor que os 12,6% observado por Lombardi *et al.* (1999) para lianas > 2 cm de DAB em uma floresta semidecidual de Minas Gerais. Os novos indivíduos estão distribuídos em 7 famílias, Malpighiaceae e Leguminosae Pap. com 1, Bignoniaceae, Dilleniaceae e Loganiaceae com 2, Hernandiaceae com 4 e Indeterminada com 3 indivíduos de lianas . As famílias que apresentaram maior número de indivíduos considerando dados dos 2 censos foram Bignoniaceae (18), Asteraceae (15), Malpighiaceae (10) e Dilleniaceae (8), dentre as 18 nas quais os indivíduos estão distribuídos. Bignoniaceae e Malpighiaceae estão incluídas entre as famílias com maior riqueza de espécies de trepadeiras (Putz 1984) e caracterizam-se por possuírem espécies que ocorrem preferencialmente em ambientes florestais (Lima *et al*, 1997). Um total de 22 espécies foram coletadas nos plantios de eucaliptos, destacando-se *Mikania* sp (n=15, 18,5%), *Davilla rugosa* (n= 9, 11%), Bignoniaceae sp1 (n= 8, 9,8%) e *Stigmatophyllum* sp (n= 7, 8,64%), todas as outras 14 espécies somam 53% dos indivíduos amostrados. O plantio V foi o tratamento que apresentou maior riqueza de espécies.

Um total de 67 lianas, 17 no plantio I, 24 no plantio II e 26 no plantio V, foram usadas para avaliação do crescimento em diâmetro, cujas médias ($mm.ano^{-1}$) foram de 1,9 (plantio 1), 3,4 (plantio 2) e 2,9 (plantio 5). Estes valores estão bem acima do valor de 1,2 $mm.ano^{-1}$ encontrado por Lombardi *et al.* (1999).

Os valores de AB total ($cm^2\ ha^{-1}$) para as lianas amostradas em 2002 nos plantios foram: 148,1 (Plantio 1); 154,9 (Plantio 2) e 143,1 (plantio 5). O censo de 2003 mostrou uma redução de área basal ($cm^2\ ha^{-1}$) para os três plantios amostrados, sendo de 11,7 no plantio I, 5,0 no plantio 2 e 5,2 no plantio 5.

4. Conclusões

A baixa taxa de mortalidade e a alta taxa de crescimento em diâmetro e o alto recrutamento de lianas observado indicam que os sub-bosque dos três plantios, principalmente o II e o V, se encontram num estágio de sucessão inicial. A ausência de lianas nos plantios III e IV pode ser atribuída à severidade do microclima local, alta temperatura e luminosidade e baixa umidade do ar, ao histórico de uso da terra e a ocorrência de queimadas.

5. Agradecimrentos

À FAPERJ e CNPq pelo apoio financeiro. Ao IBAMA-RJ pelo apoio logístico. À UENF pela bolsa de I.C. de ACCR.

6. Referências Bibliográficas

Croat, T (1978). Flora of Barro Colorado Island. Califórnia, Standford Univ. Press. 943p.

Gentry, A. H. (1991). The distribution and evolution of climbing plants. Pp. 3-49 in Putz, F. E. & Mooney, H. A. (eds). The biology of vines. Cambridge University Press, Cambridge.

Harris, (1984). The Fragmented Forest: Island Biogeographic Theory and the Preservation of Biotic Diversity. Univ. Chicago Press, Chicago.

Lima, H.C. *et al* (1997). Trepadeiras da Reserva Ecológica de Macaé de cima. Serra de Macaé de Cima: Diversidade Florística e Conservação em Mata Atlântica. Rio de Janeiro, Jardim Botânico do Rio de Janeiro, p.75-87.

Lombardi, J.A.; Temporini, L.G. & Leite, C.A. (1999). Mortality and diameter growth of lianas in a semideciduous forest fragment in Southeastern Brazil. Acta Bot. Bras. 13(2): 159-165.

Morellato, L.P.C. e Leitão Filho, H.F. (1996). Reproductive phenology of climbers in a Southeastern Brazilian Forest. Biotropica 28:180-191.

Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trees Reviews.* 10: 58-62.

Putz, F. E. (1984). The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. Ecology 65:1713-1724.

Putz, F. E. ; Chai, P. (1987). Ecological studies of lianas in Lambir National Park, Sarawak, Malaysia. J. Ecol. 75:523-531.

A estrutura da vegetação num fragmento florestal é igual na borda e no interior? [1]

Anahí Wludarski; Izabel da Silva; Márcia Borges
Acadêmica do curso de Ciências Biológicas, UNIVAP, São José dos Campos, SP.
Júlio Cesar Voltolini
Orientador - Grupo de Estudos em Ecologia de Mamíferos (ECOMAM), Universidade de Taubaté, Departamento de Biologia, Praça Marcelino Monteiro, 63, Taubaté, SP, 12030-010. E-Mail: jcvoltol@uol.com.br.

1 - Introdução

A causa primária do declínio da diversidade de espécies da floresta tropical úmida é a perda de habitat (Ehrlich, 1988). A destruição de habitats resulta na fragmentação destes, que aumenta a perda de habitat original, reduz o tamanho e aumenta o isolamento das manchas de habitat (Andrén, 1994). Conseqüentemente, a fragmentação da floresta pode influenciar os padrões locais e regionais de biodiversidade devido à perda de micro-habitats únicos, isolamento do habitat, mudanças nos padrões de dispersão e migração e erosão do solo (Soulé e Kohm, 1989). A fragmentação de habitats provoca a interação entre dois ecossistemas adjacentes como um campo e uma floresta e a sobreposição destes cria uma borda física. Adicionalmente, os efeitos de borda, que podem alterar a distribuição, comportamento e sobrevivência de espécies de plantas e animais, serão magnificados em áreas de alta intensidade de fragmentação florestal (Kapos, 1989; Murcia, 1995). As alterações físicas, resultantes da fragmentação de habitats, têm efeitos diretos ou indiretos sobre a ecologia e genética de animais e plantas, ocasionando perda de espécies mutualistas, substituição de espécies nativas por espécies não características do ecossistema e pelo aumento do risco de extinção de populações pequenas (Brokaw 1998). Com a fragmentação de ambientes florestais altera-se a diversidade, a composição da biota e processos ecológicos locais como o ciclo de nutrientes. Além disso, podem ocorrer aumento nas taxas de mortalidade, de danos às árvores e de formação de clareiras, alterando a dinâmica florestal (Laurance *et al.* 1998).

2 - Objetivo

Verificar a diferença entre a estrutura de vegetação da borda e do interior de um fragmento florestal urbano.

3 - Métodos

O estudo foi realizado no fragmento florestal de 13 hectares na Unidade Villa Branca da Universidade do Vale do Paraíba (UNIVAP), município de Jacareí (SP). Foram montadas 6 parcelas de $9m^2$ na borda da floresta e 7 no interior. Em cada parcela foi medida a espessura da serrapilheira (ES), a densidade do estrato herbáceo (DE), do sub-bosque (DS) e do dossel (DD), o número de lianas (NL), o perímetro (PA) e o número de árvores (NA).

4 - Resultados

Como resultado não houve diferença (média±erro padrão) na borda (B) e interior (I) para ES (B 45,38±14,65; I 32,79±3,65;

U=17; P=0,57), DE (B 43,71±11,76; I 27,85±2,77; U=13; P=0,25), DD (B 83,96±6,5; I 93,11±3,08; U=13; P=0,25), NL (B 11,17±3,85; I 3,43±0,65; U=12,5; P=0,22) e DS (B 63,71±10,44; I 47,86±9,41; t=1,13; P=0,28). Existe uma tendência clara, apesar de não significativa, das lianas dominarem o ambiente de borda.

Ao contrário, o número de árvores foi maior no interior (B 1,16±0,6; I 4±1,02; U=6; P=0,03) e o perímetro das árvores foi menor na borda (B 44,75±27,77; I 86,63±17,73; U=7; P=0,04).

5 - Discussão

O número e o diâmetro das árvores seguiu um gradiente esperado e quanto aos cipós, em fragmentos florestais, geralmente a abundância destes aumenta muito, podendo atingir níveis onde os mecanismos de auto-regulação ou homeostase do ecossistema, estando comprometidos, não são suficientes para evitar processos irreversíveis de degradação estrutural e funcional. Nestes casos, mesmo que a presença de lianas não seja a causa primária da degradação, podem estar contribuindo para este processo, e portanto o seu controle tem sido recomendado como ferramenta de manejo conservacionista.

Por isso, sugerimos um estudo com mais amostras (parcelas) e se o padrão encontrado persistir, poderia ser criado um projeto de manejo da floresta por experimentos de retirada de lianas e monitoramento da colonização e sobrevivência de espécies arbóreas na borda (Engel *et al.* 1998).

Para que possamos manter a diversidade tropical, devemos conhecer as alterações ecológicas que as populações e comunidades biológicas sofrem, num sentido amplo, devido à fragmentação de hábitats, e assim identificar os mecanismos de perda de espécies decorrentes desse processo. Conhecer e evitar as conseqüências da fragmentação de habitats representam grandes desafios à biologia da conservação nos dias de hoje (Morellato & Leitão-Filho, 1995).

6 - Referências Bibliográficas

ANDRÉN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on bird and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat : a review. Oikos. 71:355-366.

BROKAW, N. 1998. Fragments past, present and future. Tree 13: 382-383.

EHRLICH,P.R.. 1988. The loss of diversity : causes and consequences. In : Wilson, E.O., ed. Biodiversity. Washington : National Academy Press, p.29-35.

ENGEL,V.L.,FONSECA,R.C.B & OLIVEIRA, R.E. 1998. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. Série Técnica IPEF. 12(32) : 43-64.

KAPOS,V. 1989. Effects of isolation on the water status of Forest patches in the Brazilian Amazon. Journal of Tropical Ecology. 5 : 173-185.

LAURANCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE-MERONA, J.M. & LAURANCE, S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of amazoniam tree communities. Ecology 79: 2032-2040.

MORELLATO, P. C. & LEITÃO-FILHO, H. de F. (org.) (1995) Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra. Campinas: UNICAMP, 136p.

MURCIA,C. 1995. Edge effects in fragmented forests : implications for conservation. Trends in ecology and evolution. 10 (2) : 58-62.

SOULÉ,M.E.;KOHM,K.A. 1989. Research priorities for conservation biology. Washington : Island Press.

Estudos Histoquímicos e Fitoquímicos em galhas de *Miconia prasina* (Sw.) DC. (Melastomataceae) em um fragmento de mata Atlântica.

Anderson Geyson ALVES-ARAÚJO[a] , Sabrina Cristo de Lima SILVA[b] & Jarcilene S. de ALMEIDA-CORTEZ[c]

[a] Bolsista PIBIC/CNPq/UFPE, (andersongrecife@bol.com.br), [b]Pós-graduação Biologia Vegetal-UFPE, [c]Professora adjunto do Departamento de Botânica-CCB /UFPE.

1.Introdução

As galhas ou cecídias são uma das mais importantes interações entre plantas e animais. Estão presentes em quase todos os grupos vegetais: algas, briófitas, pteridófitas, gimnospermas e angiospermas, dentre estas destacam-se as dicotiledôneas por apresentarem uma grande diversidade de espécies galhadas (Mani,1964). Do ponto de vista morfológico, as cecídias caracterizam-se como uma hipertrofia e/ou hiperplasia de células, tecidos ou órgãos vegetais que sofrem influência do agente galhador, que podem ser bactérias, fungos, nematóides, ácaros, insetos, algas e fanerógamas. Ocorrem em todas as partes da planta, ocorrendo mais freqüentemente nas regiões epígeas (Mani, 1964). Segundo Kraus *et al.* (1996), as galhas possuem características estruturais e fisiológicas próprias, sendo estas fatores primordiais para o desenvolvimento do cecidozoa. Podem ser utilizadas pelo homem de diversas formas, dentre elas estão as galhas que servem de alimento, tanto para animais quanto para o homem por serem ricas em carboidratos (Trevisan,1989); ornamentação, índios peruanos utilizam-nas para confecção de colares, rituais, vias medicinais (Fernandes & Martins, 1985); também são utilizados no controle biológico de ervas daninhas e invasoras e de outros insetos. Além das defesas mecânicas já existentes nas plantas estão também as químicas, contudo estas defesas dividem-se em quantitativas (taninos e ligninas) e qualitativas (alcalóides, flavonóides, terpenóides, etc.). As substâncias ditas de quantitativas são direcionadas contra os herbívoros generalistas, ao passo que, as qualitativas são produzidas em menores quantidades, têm baixo custo metabólico e são mais eficientes contra os herbívoros especialistas (Barosela, 1998). Desde a Antigüidade as galhas são conhecidas por suas propriedades farmacológicas, cita-se em Fernandes & Martins (1985) e Trevisan (1989) as "galhas de Alepo" que contêm de 50 a 60% de ácido galatotânico e teores significativos dos ácidos elágico e gálico. Várias substâncias voltadas para proteção dos tecidos vegetais estão presentes normalmente nas plantas. São provenientes do metabolismo secundário das mesmas e não há competição na formação de outras essenciais ao primário e manutenção da planta, uma vez que, estas só são produzidas por rotas metabólicas alternativas a partir de metabólitos primários que se encontram em abundância no vegetal. Este trabalho tem por objetivo detectar os principais grupos de substâncias presentes nas galhas entomógenas.

2.Materiais e Métodos

ÁREA DE ESTUDO: Reserva Ecológica Charles Darwin (07°48'37" e 07° 49'27" S e 34°27'25" e 34°56'52" W)– Igarassu/PE.

COLETA DO MATERIAL: Foram coletadas folhas e inflorescências de *Miconia prasina* (Melastomataceae) íntegras e galhadas, posteriormente fixadas em FAA 50 (Johansen, 1940) e conservadas em Etanol 70%. Esse procedimento foi utilizado em todos os tipos de galhas estudadas em *Miconia prasina*.

CONFECÇÃO DE LÂMINAS PARA TESTES HISTOQUÍMICOS: Foram feitas secções transversais, seguindo técnicas convencionais em anatomia vegetal, que foram inseridas no Lugol (Berlyn & Miksche, 1976), Sudam III (Sass, 1951), Cloreto férrico (Johansen, 1940) e Floroglucinol em meio ácido (Johansen,1940) para detecção de substâncias amiláceas, lipídicas, fenólicas e lignina, respectivamente.

ABORDAGEM FITOQUÍMICA: O material botânico foi colocado em estufa a 43°C até que estivesse bem seco. Os ensaios fitoquímicos foram realizados seguindo metodologia de Costa (1982) utilizando os reagentes de Cloreto férrico para taninos, Espuma para saponinas, Liebermann-Buchard para terpenos, Shinoda para flavonóides e finalmente Drangendorff para alcalóides.

3.Resultados e Discussão

Na espécie *Miconia prasina* foram encontradas quatro tipos diferentes de galhas entomógenas, sendo destas, duas ocorrentes no limbo foliar, uma no pecíolo e uma na inflorescência, às quais foram classificadas de acordo com a forma (galhas foliares, esférica e elíptica) ou com a região (galhas peciolar e da inflorescência). A análise histoquímica realizada em secções transversais de galhas detectou presença de amido na região cortical, Algumas galhas também apresentaram amido no tecido nutritivo (galha peciolar e

galha elíptica). A galha da inflorescência possui grande quantidade de amiloplastos e se distribuem desde a hipoderme até as células pétreas em volta da loja. Não foram observados grãos de amido no tecido nutritivo em nenhuma das galhas estudadas. A ocorrência de amiloplastos é comum no tecido galígeno (Kraus *et al.*, 1996), porém, podem não apresentar diferenças quantitativas entre as galhas e os tecidos sadios (Mehalingam, 1999 *apud* Scareli-Santos, 2001). O tecido galígeno pode causar danos com respeito à propriedades fotossintéticas, porém como visto na galha esférica, que é verde, propõe-se a hipótese que a mesma se nutre a partir de seus próprios recursos. Sabendo-se que do ponto de vista histoquímico, a quantidade de amido presente na galha seja suficiente para a sua própria manutenção (Abrahansom & McCrea, 1986; Abrahansom & Weis, 1987). Os lipídeos, juntamente com as proteínas, podem ocorrer no tecido nutritivo e parenquimático e consistem em fontes de energia para os insetos indutores (Arduin, 1992; Vandevyvere & Bruyn, 1998 *apud* Scareli-Santos, 2001). Nas galhas estudadas foram detectadas substâncias lipídicas apenas na cutícula, exceto nas galhas peciolar e da inflorescência, que apresentam em todo o tecido galígeno. Contrariando o citado em Kraus *et al.* (1996), os resultados mostram que nestas galhas há presença de lipídeos. Substâncias fenólicas foram observadas na hipoderme, córtex e sistema vascular da galha peciolar, no córtex das cecídias elíptica e esférica, além do tecido nutritivo e células pétreas corticais da galha da inflorescência. Isto afirma o padrão conhecido das galhas como grandes produtoras de tanino (Fernandes & Martins, 1985) também enfocado por Mani (1964). A presença dessas substâncias nas camadas mais periféricas, como observado na galha peciolar, pode constituir um mecanismo de defesa que a planta provém para o inseto indutor (Mani, 1964). Segundo Andrade *et al.* (1995), a grande quantidade de fenóis ao redor da loja, como ocorre na galha esférica, confere à planta defesa contra o inseto indutor. De acordo com Fernandes & Cornelissen, (2001), a concentração de substâncias fenólicas é mais alta em folhas já maduras quando comparadas às jovens, corroborando a sugestão de Kraus *et al.* (1996), afirmando que o teor de fenóis diminui até o seu desaparecimento em estágios iniciais de desenvolvimento das galhas, uma vez que a oviposição acontece geralmente em folhas jovens oferecendo melhor resposta da planta hospedeira à formação da galha (Mani, 1964; Abrahamson & McCrea, 1986). Quanto aos testes fitoquímicos verificou-se ainda que, não houve grandes diferenças em relação ao teor de taninos entre os órgãos submetidos à análise, exceto as inflorescências íntegra e galhada onde a concentração foi mais baixa comparativamente. Os taninos encontrados são do tipo pirogálicos ou hidrolisáveis, ou seja, solúveis em água. A presença de saponinas foi detectada nas amostras da galha peciolar, galha foliar elíptica e na folha íntegra. Os testes para terpenos revelaram ser positivos em todas as amostras exceto na inflorescência íntegra, assim como a reação para flavonóides sendo positiva em todo material exceto na folha não afetada, salienta-se a maior quantidade apresentada pela galha foliar esférica e inflorescência galhada. A análise de alcalóides mostrou-se negativa para o material estudado, exceto na inflorescência galhada.

4.Conclusões

Os resultados obtidos corroboram os dados existentes na literatura sobre a cecidologia. As galhas são grandes produtoras de substâncias que inibem ou reduzem os ataques por herbívoros e conseqüentemente protegem o agente galhador. Desta forma também, a planta não permite que outros órgãos e tecidos sejam danificados com o processo de mastigação de alguns indutores, que comem o tecido menos tóxico oferecido (nutritivo) ao invés de outros essenciais.

5.Referências Bibliográficas

ABRAHANSOM, W. G. & MCCREA, K. D. 1986. The impacts of galls and gallmakers on plants. Proc. Ent. Wash., 88(2):363-367.

ABRAHANSOM, W. G. & WEIS, A. E. 1987. Nutricional ecology of antropod gall makers In Slanky Jr. & Rodrigues, J. G. (eds.) Nutricional ecology of insect, mites, spiders and related invertebrates. Pp. 235-259.

ARDUIN, M. 1992. Estudo morfológico e ontogenético de galhas foliares em Jacaré – *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) Machr. (Fabales – Mimosaceae). Dissertação de Mestrado. ICB/USP – São Paulo. SP. 106 p.

ANDRADE, G. I.; SILVA, I. M.; FERNANDES, G. W. & SCATENA, V. L. 1995. Aspectos biológicos das galhas de *Tomoplagia rudolphi* (Diptera: Tephritidae) em *Vernonia polyanthes* (Asteraceae). Ver. Brasil. Biol. 55(4): 819-829.

BAROSELI, J. R. 1998. Herbivoria foliar em *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. de três fisionomias de cerrado e sua relação com o teor de taninos, valor nutritivo e entomofauna associada. Dissertação de Mestrado Universidade de São Carlos – São Paulo. SP.

BERLYN, G. P. & MISKSCHE, J. P. 1976. Botanical microtechnique and cytochemistry. Ames: Iowa State University Press.

BRANDT, M. C. P. 1992. Defesas químicas, morfológicas e o grau nutricional de folhas de Melastomataceae do cerrado de Corumbataí - Rio Claro – SP. Monografia de Graduação. Departamento de Botânica/Universidade Federal de São Carlos. SP. 39 p.

COSTA, A. F. 1982. Farmacognosia. v.III. 2ª edição. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian.

FERNANDES, G. W. & MARTINS, R. P. 1985. As galhas: tumores de plantas. Ciência Hoje, 4 (19): 59-64.

FERNANDES, G. W. & CORNELISSEN, T. G. 2001. Defence, growth and nutrient allocation in the tropical shrub *Bauhinia brevipes* (Leguminosae). Austral Ecology 26 (3): 246-253.

FERNANDES, G. W., SOUZA, A. L. T., TANAKA, M. O. & FIGUEIRA, J. E. C. 1998. Natural history of a gall-inducing weevil *Collabismus clitellae* (Coleoptera: Curculionidae) and some effects on its Host Plant *Solanum lycocarpum* (Solanaceae) *In* Southeastern Brazil. Ann. Entomol. Soc. Am. 91(4): 404-409.

JOHANSEN, D. A. 1940. Plant microtechnique. McGraw – Hill book co. Inc., New York.

KRAUS, J., SUGIURA, H. C. & CUTRUPI, S. 1996. Morfologia e Ontogenia em galhas entomógenas de *Guarea macrophylla* subsp. *tuberculata* (Meliaceae). Fitopatol. bras. 21 (3): 349-356.

SALLISBURY, T. B., ROSS, C. W. 1992. Plant Physiology. 4ª edition. Wadsworth Publishing Company. Belmont. California.

SASS, J. E. 1951. Botanical microtechnique. Iowa State College Press., Ames.

SCARELI-SANTOS, C. 2001. Avaliação de sistema galhador-planta hospedeira em ambiente de cerrado: aspectos morfo-anatômicos e fitoquímicos. Tese de Doutorado. Universidade de São Carlos. São Paulo. SP.

TREVISAN, M. T. S. 1989. Estudo fitoquímico das galhas e folhas de *Eugenia bimarginata* D. C. (Myrtaceae). Dissertação de Mestrado. Universidade de São Carlos. São Paulo. SP.

Efeito de borda na fenologia do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Ombrófila na Usina São José, Igarassu, Pernambuco

André L. A. de Lima[1] (triunfoalal@bol.com.br); Maria Jesus N. Rodal[2]; Ana Carolina B. Lins e Silva[2] & Maria da Glória A. de Lima[3]

[1]Graduação Bacharelado em Ciências Biológicas/UFRPE, Bolsista PIBIC/CNPq/UFRPE; [2]Profª. Departamento de Biologia/UFRPE; [3]Profª. Departamento de Física e Matemática/UFRPE

1. Introdução

Após a fragmentação, a borda de um ambiente florestal sofre uma série de alterações, entre as quais podemos citar: mudanças microclimáticas (aumento de temperatura, aumento da incidência de luz e diminuição da umidade) e mudanças na estrutura das plantas do fragmento (maior mortalidade de indivíduos arbóreos e alto grau de ocupação por cipós na borda da mata) (Young & Mitchell, 1994; Murcia, 1995; Tabanez et al., 1997). Segundo Murcia (1995), tais mudanças na borda de ambientes florestais

podem afetar a dinâmica das interações entre as espécies, visto que estas são submetidas a condições microclimáticas distintas das que definiam o ambiente antes da fragmentação. Como exemplo, a autora destaca o aumento do brotamento de folhas, resultante do aumento da incidência de luz na borda, que pode atrair insetos herbívoros, os quais, por sua vez, podem atrair pássaros, seus predadores e parasitas, produzindo assim um efeito em cascata. Além disso, a fragmentação de um ambiente pode alterar significativamente importantes funções reprodutivas das espécies (Cunningham, 2000), como interações entre polinizadores e, conseqüentemente, a produção de frutos (Aizen & Feinsinger, 1994). Mas, independentemente das mudanças microclimáticas das margens de um fragmento florestal, as espécies vegetais estão adaptadas a responderem à sazonalidade climática, ou seja, a ocorrência dos eventos fenológicos em uma época que seja mais propícia para a espécie.

Neste contexto, este trabalho tem por objetivo avaliar o efeito da distância da borda na ocorrência das fenofases de brotamento, queda foliar, floração e frutificação, em árvores de um fragmento de Floresta Ombrófila e testar possíveis diferenças em função do período do ano (chuvoso e seco).

2. Material e Métodos

O estudo está sendo desenvolvido na Reserva Ecológica da Mata da Usina São José (REMUS), município de Igarassu/PE. O fragmento (7º50'20" S e 35º00'10" W) apresenta altitudes que variam entre 25m no interior ripário e 110m nas bordas, onde foi realizada a coleta de dados. O clima é do tipo As' de Köppen, com precipitação de 2227mm/ano (SRH, 2002). A coleta foi realizada em dois transectos perpendiculares a borda do fragmento, cada um com dimensão de 10 x 90m. Cada transecto foi subdividido em três tratamentos: a) bordo, de 0-30m da borda b) intermediário, de 30-60m e c) interior, entre 60-90m da borda. As observações fenológicas foram realizadas em 135 indivíduos arbóreos com PAP mínimo de 15cm a altura do peito, pertencentes a 48 espécies, com nove indivíduos que ainda não identificados. O registro quinzenal das fenofases ocorreu entre 12/09/2002 e 26/06/2003.

As informações fenológicas incluem a presença ou ausência de: brotamento, queda de folhas, floração e frutificação (Machado et al. 1997). Um indivíduo foi considerado na fenofase de brotamento quando ocorreu o aparecimento de pequenas folhas brilhantes com cor verde claro, amarela ou vermelha; na de queda foliar quando sua coloração mudou (tom verde escuro, avermelhado ou alaranjado) ou quando ocorreram espaços vazios na copa ou galhos sem folhas (Morellato et al. 1989); na de floração quando suas flores estavam abertas e/ou fechadas; e na de frutificação quando houve produção de frutos sem especificar o seu grau de maturidade.

Para análise, foram considerados dois períodos, um seco (setembro a fevereiro) e outro chuvoso (março a agosto) reunindo os dados dos dois transectos em um só. O indivíduo que apresentou determinado evento fenológico em um período não foi mais contabilizado para aquele intervalo de tempo. Dessa forma, obteve-se a proporção de indivíduos de uma determinada fenofase em cada tratamento. Essas proporções foram comparadas através de qui-quadrado Zar (1996), entre os tratamentos por fenofase e por período, num nível de significância igual a 0,10 (a = 0,10).

3. Resultados e Discussão

Apenas a fenofase floração apresentou diferença significativa no tratamento intermediário do período seco, de acordo com a análise estatística ($0,05 < p < 0,10$). As demais fenofases (brotamento e queda de folhas, e frutificação) não diferiram significativamente entre os três tratamentos. Todavia, é possível verificar uma certa diferença destas fenofases entre os períodos seco e chuvoso, independentemente do tratamento.

Com relação aos tratamentos, nota-se que a proporção de indivíduos em floração no tratamento borda dos dois períodos foi mais baixa que a dos demais tratamentos (Período seco: borda = 0,1842; intermediário = 0,2894; interior = 0,2372; e Período chuvoso: borda = 0,0789; intermediário = 0,1842; interior = 0,1016). Este fato pode estar relacionado com a grande quantidade de espécies trepadeiras na borda da mata, visto que estas podem causar danos a árvores, competindo por luz e causando um certo prejuízo no seu desenvolvimento (Tabanez et al., 1997).

Segundo Murcia (1995), alguns estudos têm encontrado diferenças de variáveis (bióticas e abióticas) em distâncias intermediárias da borda (normalmente por volta de 20-30m). A autora destaca que é possível que essas diferenças sejam parte da variação inerente da variável medida, mas também é aceitável que elas sejam o resultado de uma interação entre duas ou mais variáveis. Por exemplo, luz é um recurso limitado para as plantas de florestas, o aumento dessa variável na borda acarreta a concentração de biomassa de folha na borda proveniente de espécies trepadeiras, que por sua vez, causa maior sombra, limitando o crescimento da planta.

Apesar de ocorrerem diferenças estatísticas apenas entre o tratamento intermediário e os demais tratamentos, nota-se que há maior número de indivíduos em floração no tratamento interior do período seco (borda = 7; intermediário = 11; interior = 14). Considerando as idéias de Murcia (1995) e Tabanez et al. (1997), é possível que a maior quantidade de indivíduos em floração no interior seja resposta a uma maior distância da borda.

Diferentemente da floração, a frutificação não apresentou diferença significativa entre os tratamentos. A probabilidade de significância para esta fenofase foi alta tanto no período seco ($0,25 < p < 0,50$) quanto no chuvoso ($0,10 < p < 0,25$), ou seja, aceitando a hipótese que não existe diferença significativa entre os tratamentos. É possível que ausência de diferenças significativas entre os tratamentos esteja relacionada ao fato de poucos indivíduos conseguirem atingir essa fenofase.

Estudos visando conhecer o efeito da distância entre os indivíduos de *Pachira quinata* (Jacq.) W. S. Alverson (Bombacaceae) e a formação de frutos foram realizadas por Fuchs et al. (2003), em floresta seca na Costa Rica. Os autores registraram que seis por cento das flores produziram frutos em árvores de populações contínuas, enquanto em árvores isoladas somente três por cento das flores produziram frutos.

O efeito da fragmentação de um habitat sobre a reprodução das plantas tem sido documentado por diversos autores. Os resultados do trabalho de Cunningham (2000) em "woodland" na Austrália indicam que a fragmentação do habitat pode alterar significativamente as funções reprodutivas das espécies, por mudanças no ambiente físico da planta e nas suas interação com os polinizadores. Aizen & Feinsinger (2000), também na Austrália, confirmam em seu estudo que a fragmentação do habitat pode levar a um declínio em polinizadores e, subseqüente, frutificação em populações de plantas.

O baixo número de indivíduos em frutificação pode estar relacionado à carência de polinizadores e a baixa densidade das espécies, visto que 54% das espécies da área de estudo têm apenas um indivíduo. Sabe-se que os polinizadores permitem a fecundação cruzada entre as plantas e posterior formação do fruto. Assim, o possível declínio de polinizadores, associado ao baixo número de indivíduos de uma mesma espécie poderia dificultar a transferência do pólen entre indivíduos da mesma espécie, reduzindo a frutificação dos indivíduos na área de estudo.

A proporção de indivíduos em brotamento nos três tratamentos foi alta (Período seco: borda = 1,000; intermediário = 0,9737; interior = 0,9500; e Período chuvoso: borda = 0,8684; intermediário = 0,8157; interior = 0,7966) e sem diferenças significativas (Período seco = $0,25 < p < 0,50$ e Período chuvoso = $0,50 < p < 0,75$). Observações visuais indicam ainda que a intensidade do brotamento individual é baixa. Apesar do brotamento ter sido contínuo ao longo do ano, houve maior proporção de indivíduos em brotamento no período seco. O brotamento contínuo e com baixa intensidade também foi relado por Reich (1995) em florestas neotropicais.

Os resultados de queda de folhas indicam que não houve diferença estatística entre os três tratamentos, tanto no período seco ($0,10 < p < 0,25$) quanto no chuvoso ($0,50 < p < 0,75$). Portanto, a queda de folhas dos indivíduos arbóreos também não está relacionada com as condições microclimáticas da borda, assim como o brotamento.

Considerando que o período seco apresentou maior proporção de indivíduos em queda de folhas (Período seco = 0,71 e Período chuvoso = 0,23), do mesmo modo que o observado por Morellato et al. (1989) em duas florestas paulistas, pode-se concluir que essa maior queda de folhas deve estar associada a moderada deficiência hídrica da área de estudo. O cálculo do balanço hídrico (Thornthwaite), para um período de 27 anos, indica que no período seco (setembro a fevereiro) houve quatro meses de deficiência hídrica (outubro a janeiro).

4. Conclusões

Os resultados encontrados não indicam a influência do efeito de borda nos eventos fenológicos, exceto na fenofase de floração. Todavia, com relação à proporção de indivíduos em queda de folhas e brotamento nos períodos de seca e chuva, nota-se que estes eventos apresentaram comportamento sazonal. É possível que este comportamento esteja relacionado mais fortemente com o fator climático do que as condições de borda, visto que o maior número de indivíduos em brotamento e, principalmente, em queda de folhas foi no período seco.

5. Referências Bibliográficas

AIZEN, M. A. & FEINSINGER, P. Depressed pollination in habitat fragments causes low fruit set. *Biological Sciences* 267: 1149-1152. 2000.

CUNNINGHAM, S. A. Effects of fragmentation on the reprodutive ecology of four plant species in mallee woodland. *Conservation Biology* 14: 758-768. 2000.

FUCHS, E. J.; LOBO, J. A. & QUESADA, M. Effects of Forest Fragmentation phenology on the reproductive success and mating patterns of the tropical Dry Forest tree *Pachira quinata*. *Conservation Biology* 17: 149-157. 2003.

MACHADO, I. C. S.; BARROS, L. M. & SAMPAIO, E. V. S. B. Phenology of Caatinga Species at Serra Talhada, PE, Northeastern Brazil. *Biotropica* 29: 57-68. 1997.

MORELLATO, L. P. C.; RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. & JOLY, C. A. Estudo comparativo da fenologia de espécies arbóreas de floresta de altitude e floresta mesófila semidecídua. *Revista Brasileira de Botânica* 12: 85-98. 1989.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. *Trends Ecology and Evolution* 10: 58-62. 1995.

REICH, P. B. Phenology of tropical forests: patterns, causes, and consequences. *Canadian Journal Botany* 73: 164-174. 1995.

SRH, Secretaria de Recursos Hídricos. *Departamento de Hidrometeorologia*. Posto: Igarassu l. Recife – PE.

TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M. & DIAS, A. S. Consequências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 57: 47-60. 1997.

ZAR, J. H. *Biostatistical Analysis*. (3r ed.) New York. Prentice Hal. 1996.

YOUNG, A. & MITCHELL, N. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadkeaf forest in New Zealand. *Biological Conservation* 67: 63-72. 1994.

Colonização por serpentes em área alterada da Serra do Mar Município de Pilar do Sul-SP

André Pinassi Antunes
Graduação Ciências Biológicas Universidade Estadual Paulista - Rio Claro (antunes.ap@bol.com.br)

1. Introdução

A destruição da vegetação primária está implicando a dissolução dos limites dos ecossistemas brasileiros (Sick, 1997). A Mata Atlântica estendia-se do Rio Grande do Sul até o Rio Grande do Norte. Os quinhentos anos de ocupação humana na região deixaram menos de 8% da cobertura original, podendo ter levado consigo valiosos potenciais valiosos que sequer vieram a ser conhecidos. A porção mais significativa da Mata Atlântica se encontra atualmente na Serra do Mar (Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2000).

Considerando-se o estudo de répteis no estado de São Paulo pouco se conhece sobre os padrões de diversidade do grupo, tanto no que concerne às localidades, como às formações vegetais (ecossistemas) (Marques, et al 1998). No que se refere às serpentes, o estudo é dificultado, principalmente, devido aos hábitos secretivos destes animais (Fitch, 1987; Reinert, 1993) e, portanto, trabalhos em localidades geograficamente restritas, utilizando-se métodos adequados, devem contribuir para o conhecimento da sua diversidade (Marques, et al 1998).

O estudo vem sendo realizado na fazenda João XXIII (23°53'09"; 23°53'29"; 47°42'30"; 47°40'08"), de propriedade da empresa Eucatex S/A e suas adjacências, localizadas no município de Pilar do Sul, estado de São Paulo. A fazenda possui uma área total de 2486 ha, onde 1307 ha estão ocupados por reflorestamento de eucalipto (*Eucalyptus saligna)* e o restante é coberto por trechos de Mata Atlântica secundária. A maior porção de mata da fazenda se mostra uma área de transição de Mata Ombrófila Densa e Mata Estacional Semidecídua, embora predominem representantes vegetais da primeira formação.

As perturbações na vegetação local foram iniciadas a mais de um século e permaneceram até a década de 60, devido à extração parcial de madeira para produção de carvão. Caracteriza-se atualmente por apresentar vegetação secundária em regeneração, sendo favorecida pela contiguidade à maior extensão de Mata Atlântica do país.

2. Métodos

Os métodos utilizados para a coleta de serpentes foram: "Procura visual", que consiste no deslocamento nos períodos diurno e noturno em trilhas, estradas e trechos dentro da mata, talhões de eucalipto e outras áreas alteradas (Vanzolini, 1967).

Além disso, foram fornecidos a moradores locais recipientes com formol a 10%, para acondicionamento dos exemplares coletados pelos mesmos. Para registro da data, horário, local e substrato das serpentes encontradas por terceiros, foram fornecidos formulários como proposto por Marques (1998).

3. Resultados

O estudo vem sendo realizado desde fevereiro de 2001 e os dados aqui apresentados foram obtidos até maio de 2003.

Neste período foi quantificada 21 espécies de serpentes com total de 126 indivíduos. As espécies registradas foram: *Chironius bicarinatus, Chironius flavolineatus, Echinanthera undulata, Erythrolamprus aesculapii, Liophis miliaris, Liophis poecilogyrus, Liophis typhlus, Oxyrhopus guibei, Oxyrhopus clathratus, Philodryas olfersi, Philodryas patagoniensis, Sibynomorphus mikani, Siphlophis longicaudatus, Thanmodynastes sp., Tomodon dorsatus, Xenodon neuwiedii, Waglerophis merremii, Tropidophis paucisquamis, Bothrops jararaca, Crotalus durissus* e *Micrurus corallinus.*

4. Discussão e Conclusão

A quantidade e a diversidade de espécies de animais que podem ser encontrados num dado ecossistema florestal dependem do número de nichos disponíveis do habitat e, nesse sentido, uma monocultura quer de eucalipto ou de qualquer outra espécie, é reconhecidamente menos capaz de suportar uma alta diversidade de fauna (Lima, 1996). A maioria das serpentes foi coletada por terceiros e a coleta se concentrou nas áreas degradadas ou constituídas por reflorestamento, totalizando 18 espécies encontradas nestes ambientes. Destas espécies, *Chironius flavolineatus, Oxyrhopus guibei, Sibynomorphus mikani, Waglerophis merremi* e *Crotalus durissus* são conhecidas por habitarem preferencialmente formações vegetais abertas (Sazima e Haddad, 1992; Marques, et al 2001) e poderiam estar colonizando a área, uma vez que a mesma localiza-se na vertente continental da Serra do Mar, facilitando a chegada das espécies do Cerrado. *Chironius bicarinatus, Erythrolamprus aesculapii, Liophis miliaris, Liophis poecilogyrus, Liophis typhlus, Philodryas olfersi, Philodryas patagoniensis, Xenodon neuwiedii* e *Bothrops jararaca* embora sejam encontradas na Mata Atlântica (Marques, et al 2001), podem habitar formações vegetais abertas, além de, suportarem diferentes graus de degradação do ecossistema (Puorto et al, 1991; Sazima e Haddad, 1992; Sazima e Manzani,

1995). Tal fato pode estar relacionado a um possível favorecimento destas espécies em, originalmente, colonizarem clareiras ou bordas de mata que, microclimaticamente, se assemelham às áreas degradadas ou até mesmo aos talhões de *Eucalyptus*.

Oxyrhopus clathratus, *Siphlophis longicaudatus* e *Tropidophis paucisquamis* foram encontradas somente na área de floresta contínua. Destas espécies, *Oxyrhopus clathratus* embora habite primariamente florestas é encontrada em ambientes degradados (Puorto, et al 1991; Marques, et al 2001) e talvez não tenha sido coletada fora da mata por falhas na amostragem. *Siphlophis longicaudatus* e *Tropidophis paucisquamis* são serpentes endêmicas da Mata Atlântica, além de ambas possuírem hábitos arborícolas (Marques, et al 2001). Deve-se considerar que estas duas espécies podem não ter sido coletadas fora da mata contínua por falhas na amostragem. Entretanto espécies arborícolas por apresentarem elevado grau de especialização, parecem ser altamente sensíveis às perturbações no habitat (Lillywhite e Henderson, 1993).

O comportamento e a fisiologia das serpentes são dependentes da temperatura corporal, a qual é largamente determinada por fontes externas de calor, e, desta forma, como em outros répteis, serpentes são extremamente dependentes do ambiente físico (Lillywhite, 1987; Reinert, 1993). Em ambientes florestais a luz penetra o dossel em pequenas manchas, atingindo o solo de acordo com a posição do sol. Essas manchas são a única fonte de radiação disponível para a termorregulação dos répteis, entretanto, em ambientes com vegetação aberta a luz solar é altamente disponível (Pough, 1999). Além da atividade de termorregulação, Vitt (1987), cita diversos fatores que poderiam estar influenciando a estrutura de uma comunidade de serpentes, entre eles, os aspectos históricos e biogeográficos, além de vários fatores abióticos e bióticos, como por exemplo, a disponibilidade de presas. Concluindo que tais fatores, entre outros, poderiam estar influenciando a colonização pelas diversas espécies da comunidade estudada de forma distinta, ou seja, limitando ou expandindo a distribuição e os efetivos populacionais de algumas espécies, ou até mesmos extinguindo outras.

5. Referências Bibliográficas

Fitch, H. S. Collecting and life history techniques. *In* Siegel, R. A., Collins, J. T. and Novak, S. S. *Snakes: Ecology and evolutionary biology*. Macmillan Publishing Co. New York. pp 143-164. 1987.

Lilliwhite, H. B. Temperature, energetics and physiological ecology. *In* Siegel, R. A., Collins, J. T. and Novak, S. S. *Snakes: Ecology and evolutionary biology*. Macmillan Publishing Co. New York. pp 143-164. 1987.

Lilliwhite, H. B. e Henderson, R. W. Behavioral and functional ecology of arboreal snakes. *in* Siegel, R. A & Collins, J. T. *Snakes, Ecology & Behavior*. Mcgrawn Hill, INC, New York. pp. 1-47. 1993.

Lima, W. P. de. *Impacto Ambiental do Eucalipto*. São Paulo, Editora da USP, 1996.

Marques, O. A. V., Abe, A. S. e Martins, M. Estudo Diagnóstico da Diversidade de Répteis do Estado de São Paulo, *in* Joly, C. A. e Bicudo, C. E. M., *Biodiversidade do Estado de São Paulo: Síntese do Conhecimento no Final do Século XX. 6-Vertebrados*. Castro, R. M. C. São Paulo: Fapesp. pp. 28-38. 1998.

Marques, O. A. V., Eterovic, A. e Sazima, I. *Serpentes da Mata Atlântica. Guia Ilustrado para a Serra do Mar*. Holos Editora. 184p. 2001.

Pough, F. H., Heiser, J. B. e Mcfarland, W. N. *A Vida dos Vertebrados*. 2 ª edição. São Paulo. Atheneu Editora. 798p. 1999.

Puorto, G., Laporta-Ferreira, I e Sazima, I. Serpentes na selva de pedra. Ciência hoje. Vol. 13. Numero 76. pp 66-67. 1991.

Reinert, H. K. Habitat Selection in Snakes, *in* Siegel, R. A & Collins, J. T. *Snakes, Ecology & Behavior*. Mcgrawn Hill, INC. New York. pp. 201-241. 1993.

Sazima, I. e Haddad, C. F. B. 10/ Répteis da Serra do Japi: Notas sobre História Natural *in* Morellato, L. P. C. (ed.) *História Natural da Serra do Japi*. Editora da UNICAMP/FAPESP. pp 212-236. 1992.

Sazima, I. e Manzani, P. R. As cobras que vivem numa reserva florestal urbana. *Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra*/ Hermógenes F. Leitão Filho e Patrícia C. Morellato (orgs.). Campinas, SP: Editora da Unicamp. pp 78-82. 1995.

São Paulo (Estado). SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. *Atlas das unidades de conservação ambiental do estado de São Paulo, parte II–Interior*. São Paulo. Metalivros. 1998.

Sick, H. *Ornitologia brasileira*. Edição revista e ampliada por José Fernando Pacheco. Rio de Janeiro. Nova Fronteira. 912p. 1997.

Vanzolini, P. E. Manual de Coleta e Preparação de Animais Terrestres e Água Doce. Capítulo 6: Anfíbios e Répteis. Secretaria de Agricultura do estado de São Paulo. 1967.

Vitt, L. J. Communities. *In* Seigel, R. A., Collins, J. T. and Novak, S. S. *Snakes: Ecology and evolutionary biology*. Macmillan Publishing Co. New York. pp 335-365. 1987.

Agradecimentos. (Otávio Marques e Augusto Abe pelas idéias sugeridas e identificação dos espécimes; Célio Haddad pelas sugestões e apoio logístico; Fábio Röhe principalmente pelo companherismo no campo; Paulo Bernarde pela leitura e comentários do manuscrito, bibliografia concedida e oportunidade oferecida no campo; Gérson, Jovercino, Róbison pela coleta das serpentes; Paulo Hartmann pela oportunidade oferecida em suas coletas; Eucatex S/A pela permissão de acesso à área de estudo; Cristina Tófoli pela ajuda durante as coletas).

Caracterização Silvigênica em uma Formação Pioneira com Influência Marinha no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, Cananéia – SP

Andréa Vanini [a] & Ricardo Ribeiro Rodrigues [b]
[a] doutorado Biologia Vegetal Universidade de Campinas (andreavanini@bol.com.br)
[b] Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo

1. Introdução

As florestas tropicais se encontram entre os ecossistemas mais ameaçados pela exploração desordenada apesar de abrigarem, aproximadamente, metade do total de espécies animais e vegetais existentes no planeta (Myers, 1997). O processo de fragmentação das florestas tropicais, comumente associado às ações antrópicas, pode resultar numa maior perda de espécies arbóreas e na mudança da composição florística e estrutura comunitária ao longo do tempo (Nascimento et al., 1999).

Embora estudos sobre a dinâmica desses ecossistemas sejam essenciais para propor soluções às várias questões relacionadas a conservação, manejo e recuperação da vegetação, estes são escassos e devido a complexidade dos ecossistemas tropicais enfocam, na maioria das vezes, as aberturas naturais do dossel da floresta.

A floresta tropical pode ser definida como sendo resultante de diferentes combinações de espécies em cada parte ou unidade da floresta, estas combinações formam um grande mosaico constituído por manchas de diferentes idades, ou seja, diferentes estádios sucessionais, originadas por perturbações externas e processos de sucessão secundária. De acordo com Richards (1979), o primeiro autor a mencionar a existência destes mosaicos sucessionais em florestas, foi Aubréville (1938).

A partir deste conceito, a silvigênese, ou seja, o conjunto de processos que definem a construção arquitetural de uma floresta (Hallé et al., 1978), surge como uma proposta alternativa para estudos envolvendo aspectos do funcionamento e desenvolvimento do mosaico florestal. O método silvigênico tem como fundamento principal a arquitetura arbórea e portanto se diferencia dos métodos tradicionais por se basear em modelos gerais de crescimento, e não na taxonomia e conhecimentos auto-ecológicos das espécies (Engel, 1993). Apesar disso, este método foi pouco testado no Brasil (Engel, 1992; Cardoso-Leite, 1995; Peixoto et al., 1995 e Oliveira, 1997), os autores o citam como pioneiro no estudo de mosaico, dada a sua fidelidade de campo.

Na análise silvigênica, cada mancha dentro da floresta, em diferente estado sucessional, é definida como sendo uma eco-unidade com diferente tamanho e composição de espécies. Sendo

assim, o mosaico silvático se refere ao conjunto de eco-unidades (Oldeman, 1978 e 1983). O crescimento de uma eco-unidade implica em uma seqüência de fases de desenvolvimento. Então, a arquitetura das eco-unidades é definida pela arquitetura das árvores que as constituem. Pode-se dizer que a arquitetura de uma floresta define o padrão de eco-unidades do mosaico (Oldeman, 1983 e 1989).

A identificação do mosaico silvático de uma floresta permite inferir sobre os processos pretéritos ocorridos nesta floresta, como: caracterizações temporais e espaciais; perturbações naturais e/ou antrópicas; ciclos de crescimento e desenvolvimento; e fazer previsões a respeito do futuro da floresta.

Este trabalho apresenta a metodologia e os primeiros dados resultantes de um sub-projeto do Projeto Temático "Diversidade, dinâmica e conservação em florestas do Estado de São Paulo: 40ha de parcela permanentes" inserido no Programa Biota da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP. Este estudo consta de três partes: análise silvigênica da área e suas alterações temporais; avaliação da eficiência do método silvigênico como ferramenta para análise sucessional; e relação do mosaico florestal com fatores abióticos. Estudos desse porte ainda são inéditos para se testar a metodologia em formações pioneiras com influência marinha, através de sua possível adequação. O Projeto Temático "Diversidade, dinâmica e conservação em florestas do Estado de São Paulo: 40ha de parcela permanentes" conta com um Banco de Dados relacional onde fatores bióticos e abióticos estudados estão disponíveis para serem utilizados para compreensão da dinâmica sucessional.

O objetivo desta primeira parte do trabalho é uma caracterização do mosaico sucessional de uma floresta pioneira com influência marinha, visando estabelecer o grau de maturidade/estabilidade desta comunidade.

2. Métodos

O estudo está sendo realizado no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, que situa-se no extremo sul do litoral do Estado de São Paulo no município de Cananéia, entre os paralelos 25^{0}03'05"-25^{0}18'18" e os meridianos 47^{0}53'48"-48^{0}05'42". A Floresta de Restinga ocupa uma região de depósitos arenosos relativamente recentes, que recebem a influência fluvial e marinha.

O método utilizado para o levantamento dos dados no campo para a caracterização silvigênica é o de interceptação de linhas e inventário, descrito por Torquebiau (1986). Neste trabalho inicialmente foram analisadas 2 faixas de 300m. As faixas foram dispostas paralelas entre si e distantes 10m uma da outra. As árvores dominantes, ou seja, aquelas com maior altura naquele ponto, que tiveram sua copa interceptada pelas linhas, tiveram medidas sua altura total (Ht), altura do fuste (Hf) e diâmetro à altura do peito (DAP ³ 5cm). Os indivíduos foram mapeados conforme sua localização e projeção horizontal da copa, utilizando como referência coordenadas x e y.

As áreas de clareira que interceptaram as linhas também foram amostradas, medidas e incluídas no mapeamento. O conceito de clareiras utilizado nesta pesquisa, foi de aberturas no dossel, que proporcionarem uma superfície sem cobertura vegetal no solo, de no mínimo 2m de diâmetro.

As árvores incluídas no levantamento foram classificadas quanto à sua arquitetura em: árvores do futuro, árvores do presente e árvores do passado seguindo a proposta de Torquebiau (1986):

a) árvores do presente são aquelas que atingiram seu desenvolvimento pleno e possuem ramificação simpodial (forte reiteração e copa bem desenvolvida);

b) árvores do futuro são aquelas de copa estreita e profunda, com ramificação monopodial (crescimento segundo o modelo arquitetural inicial, sem reiteração) e que ainda não atingiram seu potencial de crescimento máximo em altura;

c) árvores do passado são aquelas com sinais visíveis de senescência ou morte, como galhos, partes da árvore ou mesmo o tronco principal quebrado ou morto, presenças de parasitas ou patógenos, etc.

As árvores do presente foram subdivididas em categorias conforme sua altura total e seu ponto de inversão morfológica. A relação entre altura total (Ht) e altura do fuste (Hf), diz respeito ao ponto de inversão morfológica (PI=Hf/Ht), que ocorre quando a árvore reduz seu crescimento em altura (Oldeman, 1978).

As palmeiras não apresentam reiterações, portanto foram deslocadas para uma unidade silvigenética especial. Os indivíduos em estágio fértil (florescendo) foram enquadrados na categoria de árvores do presente, como proposto por Torquebiau (1986).

O mapeamento das eco-unidades foi baseado nas coordenadas das copas das árvores registradas nas linhas de inventário e compuseram a representação gráfica do mosaico silvigênico. A união das copas de árvores de mesma categoria definiu cada uma das eco-unidade:

a) Eco-unidades em reorganização: ocupadas por clareiras;

b) Eco-unidades em desenvolvimento: ocupadas por árvores do futuro;

c) Eco-unidades em equilíbrio dinâmico: ocupadas por árvores do presente:

c.1) Eco-unidades do tipo 1A: ocupadas por árvores do presente 1A.

c.2) Eco-unidades do tipo 1B: ocupadas por árvores do presente 1B.

c.3) Eco-unidades do tipo 2A: ocupadas por árvores do presente 2A.

c.4) Eco-unidades do tipo 2B: ocupadas por árvores do presente 2B.

d) Eco-unidades em degradação: ocupadas por árvores do passado.

3. Resultados

O estudo amostrou apenas as árvores constituintes do dossel superior na área amostrada, ou seja, aquelas mais altas em cada ponto de interseção de copas com as linhas de inventário. Nesta primeira parte do projeto, foram amostradas 79 árvores em pé, no total, sendo 9 do futuro, 42 do presente e 22 do passado, além de 6 palmeiras, foram ainda incluídas 6 clareiras "chablis" que são unidades em reorganização. Assim como as palmeiras, os bambus estão sendo agrupados em uma unidade própria para um acompanhamento na reavaliação que ocorrerá após a três anos.

O espaçamento adotado entre as linhas foi adequado para esta formação, não havendo sobreposição de amostragem de indivíduos. As árvores que estão compondo esta formação são na maioria classificadas como árvores do presente e tem seus indivíduos presentes nas categorias 2A e 2B, cuja altura é superior à metade da altura máxima da parcela.

A presença frequente de árvores finas e de pequeno porte, que não entraram no levantamento por não possuírem DAP maior que 5cm, deixaram algumas lacunas no mapa das eco-unidades. A alta incidência de bromélias também constitui um fator importante para ser avaliado na dinâmica desse ecossistema. O fator alagamento e tipo de solo serão correlacionados a posteriori para verificar a influência destes na formação dos mosaicos silvigênicos.

4. Conclusão

Este estudo será expandido para uma área 10,24ha, totalizando a área da parcela permanente, para que se possa fazer uma caracterização mais detalhada. Para subsidiar a previsão sobre o futuro dessa formação e orientar possíveis decisões de manejo em áreas similares, será preciso aliar os dados a maiores conhecimentos taxonômicos, autoecológicos e abióticos como; tipo de solo, flutuação do lençol freático e relevo. Além destes dados será necessário uma avaliação no histórico de ação antrópica da área, para analisar e correlacionar a formação do mosaico silvático.

5. Referências Bibliográficas

Cardoso-Leite, E. (1995). *Ecologia de um fragmento florestal em São Roque, SP: florística, fitossociologia e silvigênese*. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Cesar, O.; Monteiro, R. (1995). *Florística e fitossociologia de uma floresta de restinga em Picinguaba (Parque Estadual da Serra do*

Mar),Ubatuba SP., Naturalia, v.20, p.89-105.
Engel, V. L. (1993). *Silvigênese, dinâmica de fragmentos e a conservação de florestas tropicais*. Série Técnica Florestal., FEPAF, UNESP – Botucatu, v. 1, n. 1.
Hallé, F., Oldeman, R. A. A. & TOMLINSON, P. B. (1978). *Tropical trees and forests: an architectural analysis*. Berlin: Springer-Verlag, 441p.
Giulietti, A.M. (1992*). Biodiversidade da região Sudeste*. Revista do Instituto Florestal, São Paulo, v.4, n.1, p.125-130,
Melo, M.R.F. & Mantovani, W. (1994). *Comparação florística e estrutura fitossociológica da mata atlântica de encosta na Ilha do Cardoso (Cananéia, Brasil)*. Boletim do Instituto de Botânica 9:107-158.
Myers, N. (1997*). Florestas tropicais e suas espécies, sumindo, sumindo...?* Wilson, E.O. (coord.) Biodiversidade. Rio de Janeiro, RJ: Nova Fronteira, p.36-45.
Nascimento, H.E.M. & Viana, V.M. (1999). *Estrutura e dinâmica de eco-unidades em um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, S.P*. Scientia Forestalis, n. 55, p. 29-47.
Oldeman, R.A.A. (1978*). Architeture na energy exchange os dicotyledonous trees in the forest*. In Tomlinson, P.B. & Zimmermann, M.H. (editores) Tropical trees as living systems. University Press Cambridge, p. 535-560.
Oldeman, R.A.A. (1983). *Tropical rainforest, architeture, sylvigenesis and diversity*. In: Sutton, S.L., Whitmore, T.C., Chadwick, A.C. (editors) Tropical rainforest: ecology and management. Oxford: Blackwell Scientific, p.139-150.
Oldeman, R.A.A. (1989). *Dynamics in tropical rainforest*. In: Holm - Nielsen, L. B., Nielsen, I. C. & Balslew, H. Botanical dynamics, speciation and diversity. Academic Press, P. 3-21.
Oliveira, R.E. (1997). *Aspectos da dinâmica de um fragmento florestal em Piracicaba – SP: silvigênese e ciclagem de nutrientes*. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 80p.:il.
Peixoto, A.L., Rosa, M.M.T. & Joels, L.C.M. (1995). *Diagramas de perfil e de cobertura de um trecho da floresta de tabuleiro na reserva florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil)* Acta Bot. Bras. 9 (2).
Richards, P.W. (1979*). The tropical rain forest*. London: Cambridge University Press, 1979. 450p.
Torquebiau, E.F. (1986*). Mosaic patterns in dipteriocarp rainforest in Indonesia and their implications for pratical forestry*. Journal of Tropical Ecology, v.2, n.4, p.301-325.
(Agradecimentos: à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, pelo financiamento do projeto.)

Composição e diversidade da pteridoflora de um remanescente de floresta atlântica nordestina (reserva ecológica de Gurjaú, Cabo de Santo Agostinho- Pernambuco- Brasil)

Anna Flora de Novaes Pereira [a] & Iva Carneiro Leão Barros [b]
[a] Graduanda em Ciências Biológicas (floranovaes@hotmail.com)
[b] Professora Adjunto IV- Departamento de Botânica/UFPE

1. Introdução

A Mata Atlântica é constituída por uma grande diversidade de espécies vegetais. Dentro dessa grande diversidade encontramos o grupo das pteridófitas, constituído por vegetais vasculares, possuindo em sua maioria raízes, caule do tipo rizoma e folhas denominadas frondes, não havendo produção de flores ou sementes. É considerado o primeiro grupo de plantas a realmente conquistar o ambiente terrestre, devido a presença de um sistema de vasos para condução de água e nutrientes. Seu ciclo de vida é caracterizado por uma marcada alternância de gerações, com uma geração gametofítica haplóide e outra esporofítica diplóide (Barros *et al.* 2002).

As pteridófitas possuem ampla distribuição mundial, com espécies consideradas cosmopolitas, vivendo preferencialmente nas regiões tropicais do mundo, em locais úmidos e sombreados das matas. Na América ocorrem cerca de 3.250 espécies, com 3.000 delas exclusivas dos trópicos (Tryon & Tryon, 1982). São registradas até o momento aproximadamente 330 espécies de pteridófitas para Pernambuco, Região Nordeste do país.

A Reserva Ecológica de Gurjaú é uma das pouquíssimas áreas remanescentes da Floresta Atlântica do estado de Pernambuco, localizada nos municípios de Cabo de Santo Agostinho, Jaboatão dos Guararapes e Moreno com 17 fragmentos florestais: Café, Auxiliar, Criminoso, Cruzamento, Gurjaú, Limão, Macaco, Macuca, Redonda, São Brás, São Salvador, Sucupema, Turbina, Volta da Siri, Zacarias, Cuxio e Xangô. Encontra-se inserida na bacia hidrográfica do rio Pirapama, compreendida pelos mananciais dos Açudes Gurjaú, Sucupema e São Salvador. Ao Norte, a Reserva limita-se com a Usina Bom Jesus e ao Sul com os Engenhos Salvador e Espírito, ocupando uma área total de 1.077,10ha, cujas coordenadas geográficas são: Lat. 08°21'30" e 08°12'00" e Long. 34°56'30" e 35°45'30"W.

Este trabalho apresenta uma contribuição para o conhecimento da flora pteridofítica da Reserva Ecológica de Gurjaú no município do Cabo de Santo Agostinho, estado de Pernambuco, aumentando o conhecimento sobre a biodiversidade da pteridoflora do Estado em remanescentes de Floresta Atlântica. Fornecendo ainda, subsídios para pesquisas futuras em várias áreas a respeito desses vegetais, assim como chama a atenção para a necessidade de preservação do ecossistema estudado.

2. Métodos

O levantamento florístico (inventário) foi realizado em quatro fragmentos da Reserva Ecológica de Gurjaú. As áreas estudadas foram: Mata do Xangô com uma área de aproximadamente 8,9ha, Mata do Cuxio que apresenta cerca de 38ha, Mata de São Braz, com 50ha e a Mata do Café com uma área de 118ha.

Para efetuar o levantamento florístico foram realizadas cinco viagens entre o período de fevereiro e abril/2003 para coleta de espécimes. Os exemplares foram coletados seguindo principalmente os ambientes preferenciais de ocorrência das espécies (Barros, 1997) realizando um censo da pteridoflora local. Foram observados os aspectos ecológicos das espécies levando em consideração os microambientes onde estas ocorrem. No Laboratório de Pteridófitas do Departamento de Botânica da UFPE, as amostras foram herborizadas, seguindo técnicas usuais utilizadas para as pteridófitas (Windisch, 1990). O material foi identificado seguindo bibliografia especializada como Tryon & Tryon (1982), Proctor (1985), Mickel & Beitel (1988), Tryon & Stolze (1989 a-b, 1991, 1992 e 1993), Sehnem (1968a-b, 1970 a-b, 1972, 1978, 1979a-b), Alston *et al.* (1981), Ollgaard & Windisch (1987), Moran & Riba (1995), além de outros trabalhos que se fizeram necessários. Após a identificação taxonômica, os exemplares foram catalogados e depositados no Herbário da Universidade Federal de Pernambuco (UFP) (Holmgren *et al*., 1990).

3. Resultados e Discussão

Foi registrado para a área em estudo, a presença de 18 famílias, 29 gêneros e 47 espécies. As famílias com maior riqueza especifica na área são: Pteridaceae (10spp.), Thelypteridaceae (6spp.) e Polypodiaceae (6spp.). Os gêneros *Adiantum* L. e *Thelypteris* Schmidel, destacam-se como mais representativos. A espécie *Metaxya rostrata* (H.B.K.)Presl., que se apresenta como única ocorrência para o estado de Pernambuco foi coletada na mata do Xangô e também na mata do Café. As demais espécies registradas são amplamente distribuídas no estado de Pernambuco, ocorrendo tanto em matas com considerável estado de conservação, quanto em áreas fortemente antropizadas. Também são amplamente distribuídas em território nacional, ocorrendo praticamente no centro Amazônico e centro Sul-Sudeste da Floresta Atlântica.

A mata do Xangô em seu interior não apresenta fonte hídrica constante, sendo observados caminhos por onde a água deve passar no período de inverno. A maior parte dos indivíduos observados se localizavam nestes caminhos e principalmente também quando havia afloramentos rochosos. Nesta mata fo-

ram registradas 24 espécies, 19 gêneros e 13 famílias. A mata do Cuxio apresenta um açude e marcas onde a água provavelmente passa durante o período de chuva, este fato provavelmente influenciando a riqueza específica das pteridófitas coletadas. Foram registradas 25 espécies, distribuídas em 18 gêneros e 12 famílias. Na mata de São Bráz foram registradas 18 espécies, 12 gêneros e 9 famílias. A mata apresenta um açude que contorna quase toda sua extensão. No fragmento, referente a mata do Café existem açudes, rios e riachos e ainda afloramentos rochosos, constituindo desta forma um importante ambiente para o estabelecimento das pteridófitas. Foram registradas 29 espécies, distribuídas em 19 gêneros e 14 famílias.

Com relação ao hábito das pteridófitas estudadas, encontraram-se representantes terrestres, epífitas, palustres, saxícolas e aquáticas. No entanto, o hábito terrestre foi predominante para a maioria das famílias.

4. Conclusões

O domínio da Reserva Ecológica de Gurjaú no município de Cabo de Santo Agostinho era maior e provavelmente melhor conservado; as populações reduzidas de algumas espécies de pteridófitas podem ter sido extintas do local por efeito da destruição dos seus habitats naturais. Nas viagens de coleta, constatou-se a presença de muitas clareiras resultantes da derrubada de árvores para extração de madeira e plantio de monoculturas principalmente de banana e mandioca.

Na área da Reserva Ecológica de Gurjaú, das quatro matas estudadas, a que apresentou maior riqueza foi a mata do Café. Das 47 espécies encontradas durante este trabalho, 29 ocorreram na referida área. Esta elevada representatividade, pode ser explicada pela concentração do manancial hídrico (açudes, rios e riachos), dessa forma proporcionando ambientes favoráveis, com condições de umidade elevada (disponibilidade hídrica).

Já entre as matas estudadas a área que se apresentou mais pobre em espécies foi a mata de São Bráz, apesar da presença de um grande açude que contorna quase toda extensão florestal. Esse resultado pode ser explicado pelo fato de que ao percorrer toda a mata para estudo, constatou-se a presença de várias clareiras resultantes da derrubada de árvores para extração de madeira. Fragmentos florestais descontínuos influenciam na diversidade específica pelo efeito de borda.

5. Referências Bibliográficas

Alston, A.H.G. *et al.* 1981. *The genus Selaginella in Tropical South America*. Bulletin of the British Museum (Natural History) Botany 4(9): 233-330.

Barros, I.C.L. 1997. *Pteridófitas ocorrentes em Pernambuco: ensaio biogeográfico e análise numérica*. Tese de doutorado. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Barros, I.C.L., Santiago, A.C.P., Xavier, S.R.S., Silva, M.R. & Luna, C.P.L. 2002. *Diversidade e Aspectos Ecológicos das Pteridófitas (Avencas, Samambais e Planta Afins) ocorrentes em Pernambuco*. In: Tabarelli, M. & Silva, J.M.C. (Eds.) Diagnóstico da Biodiversidade de Pernambuco. Pp. 153-72. Editora Massangana e Sectma, Recife.

Holmgren, P.K., Holmgren, N.H., Barnett, L.C. 1990. *Idex Herbariorum, Part I: The Herbaria of the World*.8 ed. Int.Ass. Plant Taxonomy/ New York Botanical Garden, 693p.

Mickel, J. T. & Beitel, M. J. 1988. *Pteridophyte Flora of Oaxaca*. The New York Botanical Garden, New York.

Moran, R.C. & Riba, R. (eds.). 1995. *Flora Mesoamericana. Psilotaceae a Salviniaceae* (Vol. 1). Universidad Nacional Autônomo de México, México.

Ollgaard, B. & Windisch, P.G. 1987. *Sinopse das Licopodiáceas do Brasil*. Boletim do Herbarium Bradeanum 5(1): 1-47.

Proctor, G.R. 1985. *Ferns of Jamaica: A guide to Pteridophytes.* British Museum Natural History, London.

Sehnem, A. 1968a. Aspleniáceas. In: Reitz, R. (Ed.). *Flora Ilustrada Catarinense.* Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí.

Sehnem, A. 1968b. Blecnáceas. In: Reitz, R. (Ed.). *Flora Ilustrada Catarinense*. Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí.

Sehnem, A. 1970a. Gleiqueniáceas. In: Reitz, R. (Ed.). *Flora Ilustrada Catarinense.* Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí.

Sehnem, A. 1970b. Polypodiáceas. In: Reitz, R. (Ed.). *Flora Ilustrada Catarinense.* Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí.

Sehnem, A. 1972. Pteridáceas. In: Reitz, R. (Ed.). *Flora Ilustrada Catarinense.* Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí.

Sehnem, A. 1978. Ciateáceas. In: Reitz, R. (Ed.). *Flora Ilustrada Catarinense.* Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí.

Sehnem, A. 1979a. Davaliáceas. In: Reitz, R. (Ed.). *Flora Ilustrada Catarinense.* Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí.

Sehnem, A. 1979b. Aspidiáceas. In: Reitz, R. (Ed.). *Flora Ilustrada Catarinense.* Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí.

Tryon, R.M. & Stolze, R.G. 1989a. *Pteridophyta of Peru.* Part I. 1. Ophioglossaceae- 12. Cyatheaceae. Fieldiana Botany 27: 1-145.

Tryon, R.M. & Stolze, R.G. 1989b. *Pteridophyta of Peru.* Part II. 13. Pteridaceae - 15. Dennstaedtiaceae. Fieldiana Botany 22: 1-128.

Tryon, R.M. & Stolze, R.G. 1991. *Pteridophyta of Peru.* Part IV. 17. Dryopteridaceae. Fieldiana Botany 27: 1-176.

Tryon, R.M. & Stolze, R.G. 1992. *Pteridophyta of Peru.* Part III. 16. Thelypteridaceae. Fieldiana Botany 29: 1-80.

Tryon, R.M. & Stolze, R.G. 1993. *Pteridophyta of Peru.* Part V. 18. Aspleniaceae-21. Polypodiaceae. Fieldiana Botany 32: 1-190.

Tryon, R.M. & Tryon, A.F. 1982. *Ferns and Allied Plants with Special Reference to Tropical America.* Springer – Verlag, New York.

Windisch, P. G. 1990. *Pteridófitas da Região Norte-Ocidental do Estado de São Paulo - Guia para excursões.* 2ª ed. São Paulo: UNESP, São José do Rio Preto.

Comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de serapilheira em uma mata de restinga e uma floresta ombrófila densa na região do Maciço da Juréia, Estação Ecológica Juréia-Itatins

Antonio Alves Tavares [a] *& C.Roberto F. Brandão* [b]
[a,b]*Museu de Zoologia da USP* [a] *(tavares1967@hotmail.com)*
[b]*(crfbrand@usp.br)*

1.Introdução

O presente trabalho é parte do projeto Riqueza e Diversidade de Hymenoptera e Isoptera ao longo de um gradiente latitudinal na Mata Atlântica, que é parte do programa BIOTA/FAPESP. O Maciço da Juréia, considerado uma páleo-ilha por Ab´Saber (1986) permaneceu isolado do continente por uma transgressão marinha que atingiu um máximo entre 5.000 e 5.500 anos atrás, segundo o Dr. Kenitiro Suguio (com. pessoal). Após a regressão do mar as áreas de planícies arenosas foram sendo recolonizadas aos poucos pela vegetação de restinga, que segundo Rizzini (1997) seria originada em sua maior parte das florestas de encosta. Dentro de uma dada área cada estrato apresenta uma fauna típica de formigas, sendo considerada a serapilheira o estrato mais rico em espécies e mais representativo da fauna total do habitat (Delabie *et al.*, 2000). Existem poucos trabalhos sobre a fauna de formigas em restingas (Bonnet & Lopes, 1993; Fowler e Pesquero, 1996), sendo que ainda não foram publicados resultados de levantamentos quantitativos da fauna de serapilheira em mata de restinga. O objetivo deste trabalho foi a comparação da fauna de formigas de uma área de restinga com a de uma mata na estação Ecológica Juréia-Itatins, em termos de riqueza e composição de espécies. Foi avaliada a hipótese de que a fauna de formigas de serapilheira da restinga teria sido originada a partir da fauna da mata adjacente. Segundo Rizzini (1997), a vegetação de restinga arbórea apresenta poucas espécies exclusivas da restinga, sendo que a maioria das espécies seria originária das matas de encosta.

2. Métodos

As áreas amostradas situam-se no núcleo Rio Verde da Estação Ecológica Juréia-Itatins. A mata de encosta, situada nas vertentes do Maciço da Juréia é uma floresta ombrófila densa submontana típica. A mata de restinga, situada a cerca de 1.500 m da mata de encosta, estende-se da praia do Rio Verde até o sopé das encostas

do Maciço. Em cada uma das duas áreas foram peneiradas 50 amostras de 1 m^2 de serapilheira, obtidas ao longo de um transecto 50 x 1.250 m, cobrindo uma área de cerca de 12,5 ha, submetidas a extratores de Winkler por 48 horas para obtenção da fauna de formigas. A coleção resultante destas coletas encontra-se depositada no Museu de Zoologia da USP.

2. Resultados e discussão

Foram coletados 5 subfamílias, 43 gêneros e 93 espécies de formigas. 73 espécies foram encontradas nas áreas de mata de encosta e 58 na mata de restinga. Bonnet & Lopes (1993) estudaram a fauna de formigas das restingas abertas e dunas no Estado de Santa Catarina, atraída a iscas de sardinha e por coleta manual, encontrando 33 espécies. Já Fowler e Pesquero (1996) coletaram 76 espécies de formigas em floresta, 23 espécies em restinga e 28 espécies em dunas da Ilha do Cardoso, utilizando "pitfall traps" e iscas; embora tenham coletado amostras de serapilheira que foram submetidas ao funil de Berlese, estas coletas não foram quantitativas, apresentando apenas um caráter suplementar. Na Juréia, Myrmicinae foi a família que apresentou a maior riqueza, com 56 espécies, seguida por Ponerinae (26 espécies), Formicinae (8), Ecitoninae (2) e Dolichoderinae (1). A mata de restinga apresentou 19 gêneros, constituindo um subconjunto da mata de encosta, que apresentou um total de 31 gêneros. As curvas de acumulação de espécies ainda não atingiram uma estabilização nas duas áreas. De um total de 93 espécies 41 (44%) foram exclusivas da mata de encosta, 20 (21,5%) foram exclusivas da mata de restinga e 32 (34,4%) comuns às duas áreas. É possível que as espécies coletadas na mata de restinga ocorram também na mata de encosta embora não tenham sido coletadas. Das 20 espécies encontradas na restinga, 10 foram coletadas em outras áreas de floresta ombrófila densa, o que foi observado na coleção de Formicidae do museu de Zoologia da USP. Portanto, somente 10 em 93 espécies (10,7%) foram encontradas até o presente momento somente nesta mata de restinga. O estimador Jackknife de primeira ordem foi utilizado para avaliar o número de espécies nas duas áreas. Na mata de restinga foram estimadas 61 espécies para 52 observadas e na mata de encosta foram estimadas 94 espécies para 73 coletadas. Isto é, a fauna da restinga estaria melhor representada no presente levantamento.

4. Conclusões

Apesar das curvas de saturação ainda não terem se estabilizado e, portanto, o presente esforço deve ter resultado na subamostragem das áreas. A fauna de formigas de serapilheira da mata de restinga constituiu-se de um subconjunto da fauna da mata de encosta. Os resultados, ainda que preliminares, corroboram a hipótese de que a fauna de serapilheira da mata de restinga teria sido originária, pelo menos em sua maior parte, da fauna da mata de encosta do Maciço da Juréia, resultados de acordo com o que foi observado com relação à vegetação. É possível que com a regressão do mar e retorno da vegetação, que voltou a produzir serapilheira na planície, as áreas do maciço da Juréia que permaneceram livres do alagamento podem ter servido como uma fonte para a recolonização da serapilheira da mata de restinga pelas formigas.

5. Referências Bibliográficas

Ab´Saber, A.N. (1986). O tombamento da Serra do Mar no Estado de São Paulo. Revista do Patrimônio Histórico, Artístico e Cultural, 21: 7-20.

Bonnet, A. & Lopes, B.C. (1993). Formigas de dunas e restingas da praia da Joaquina, Ilha de Santa Catarina, SC (Insecta:Hymenoptera). Biotemas, 6 (1): 107-114.

Delabie, J. C. H.; Agosti, D. & do Nascimento, I.C. (2000). Litter ant communities of the Brazilian Atlantic rain forest region. In: Agosti, D.; Majer, J.D.; Alonso, L. & Schultz, T.(eds). Sampling ground-dwelling ants: case studies from de world's rain forests. Perth, Australia, Curtin University School of Environmental Biology Bulletin No. 18. p. 1-17.

Fowler, H. G. & Pesquero, M. A. (1996). Ant assemblage (Hymenoptera: Formicidae) of the Ilha do Cardoso State Park and their relation with vegetation types. Revista Brasileira de Biologia, 56 (2): 427-433.

Rizzini, C. T. (1997). Tratado de fitogeografia do Brasil. Rio De Janeiro, Âmbito Cultural. 747 p.

Herbivoria em *Senefeldera multiflora* (Euphorbiaceae) sob efeito de borda em fragmento de Mata Atlântica, RJ.

Bérites Carmo Cabral [a] & Marcelo Trindade Nascimento [b]
[a] PPG Biociências & Biotecnologia (beritz@pop.com.br) [b]
Laboratório de Ciências Ambientais
Universidade de Estadual do Norte Fluminense.

1. Introdução

Atualmente a mata Atlântica encontra-se sob a forma de fragmentos florestais remanescentes. Para conservar ambientes com este nível de fragmentação é necessário compreender como o sistema tem sido afetado por esta mudança. O aumento do efeito de borda é uma das conseqüências da fragmentação, que pode provocar mudanças nos ecossistemas. Este efeito surge como resultado de condições bióticas e abióticas geradas na região de floresta contínua próxima a sua fronteira com a matriz (Murcia, 1995).

As interações bióticas não são enfatizadas em estudos de fragmentação. No entanto, para que se defina um tamanho ideal do fragmento, representativo da floresta original e capaz de conservar as espécies a longo prazo, parece ser imprescindível manter em equilíbrio as interações entre espécies. As alterações que ocorrem nas interações são efeitos de borda bióticos indiretos, como predação, parasitismo em ninhos, competição, herbivoria, polinização e dispersão bióticas. O efeito de borda pode afetar as espécies de forma positiva ou negativa, ou seja espécies respondem as alterações da borda conforme a adaptação para o crescimento em condições de diferentes estágios sucessionais, que eqüivalem aquelas de bordas com diferentes idades (Harris,1984). Nesse estudo o objetivo foi verificar a resposta de espécie, *Senefeldera multiflora* (Euphorbiaceae), característica do sub-bosque de Mata Atlântica da REBIO União, ao efeito de borda em relação a herbivoria. Essa espécie foi selecionada porque esteve entre as espécies, com 4,7% dos 516 indivíduos de uma amostragem de árvores e plantas do sub-bosque, que podem ocorrer nos habitats de borda e interior. Ocorreu em 6,3% dos indivíduos arbóreos e apenas no interior. No sub-bosque foi encontrada em sítios de borda e interior e correspondeu a 4,1%das plantas deste estrato (Cabral, 2001).

2. Métodos

O estudo foi conduzido na Reserva Biológica (REBIO) UNIÃO (22º27'30" e 42º 02'15"), Rio das Ostras, região norte do estado do Rio de Janeiro; um fragmento da Mata Atlântica de Baixada 2.400 hectares. A borda da mata considerada foi um trecho de abertura linear da floresta criada pelo corte e escavação para a passagem de gasoduto/oleoduto da Petrobrás, com aproximadamente 20 anos no período de estudo.

Para verificar se a taxa de herbivoria em folhas de *Senefeldera multiflora* tem sido alterada pelo efeito de borda foram realizadas observações de campo, entre março e maio de 2000, durante 11 semanas, nos seguintes períodos: 1ª , 2ª, 3ª, 6ª e 11ª semanas após o primeiro senso (amostragem contínua). Foram monitoradas 64 folhas novas e 60 maduras de *Senefeldera*, sendo utilizados 10 indivíduos em cada sítio com altura variando entre 50cm-2m. Cada indivíduo teve marcadas folhas novas e maduras, mas não senescentes (n=3 para cada tipo). As folhas foram desenhadas e comparadas em cada período de observação. Para avaliar as áreas danificadas ou expandidas, os desenhos foram sobrepostos por gabarito de papel milimetrado transparente. As áreas foram quantificadas contando-se o número de quadrados de 1mm^2 . As taxas foram obtidas dividindo-se a quantidade herbivoria pelo número de dias em cada período, levando em conta danos anteriores e expansão foliar.

Durante a primeira observação de campo, foram realizadas

coletas de folhas maduras (amostragem pontual), não senescentes, nos dois habitats e esta coleta teve o objetivo de comparar a porcentagem de herbivoria (acumulada), a área foliar e o teor nutricional das plantas nos dois habitats. Foram coletadas dez folhas maduras em 20 plantas aleatoriamente selecionadas em cada habitat. Devido a problemas de estocagem, o número de plantas do interior foi reduzido, para análise da herbivoria e área foliar o número de plantas usado foi 19 e para análise C/N, apenas 17. Os contornos das folhas foram desenhados para medir a área total e de danos. As folhas foram levadas para secagem em estufa a temperatura de aproximadamente 80 °C. As folhas de cada indivíduo foram trituradas, maceradas e peneiradas. Duas alíquotas deste pó de cada planta foram levadas ao analisador CHN, onde foram obtidas as porcentagens totais de carbono e nitrogênio pela combustão do material. Para os testes, porcentagens de herbivoria foram transformadas pelo arco-seno da raiz quadrada e as taxas de herbivoria por transformação logarítmica (ln(1000taxa +1). O teste de normalidade Kolmogorov-Smirnov, o teste "t" aplicados e as demais análise foram realizadas no programa Statistica, versão 4.5 (StatSoft inc, 1999).

3. Resultados e Discussão

A taxa média de herbivoria de folhas novas por dia, para cada habitat, em cada período de monitoramento não diferiu significativamente. A taxa foi baixa em ambos e o valor médio máximo foi 0,002 mm^2/dia na borda e 0,006mm^2/dia no interior. Porém, no interior houve maior variação da taxa em função do tempo. O monitoramento das folhas novas foi limitado por ter ocorrido intensa abscisão foliar. Esta queda pode ser atribuída a presença de minadores, já que muitas folhas apresentaram, após a colonização pelo minador, necrose seguida pela abscisão. Por isto, um outro cálculo da taxa de herbivoria foi obtido, considerando as folhas minadas caídas como herbivoria máxima. Isso resultou num pico de herbivoria na sexta semana, sendo o valor máximo 0,01mm^2/dia na borda e 0,014 tmm^2/dia no interior. De fato o intenso declínio no número de folhas foi a partir da terceira semana, após o pico de ocupação por minadores.

Folhas maduras monitoradas no campo apresentaram poucos danos durante o período de observação, apenas dois indivíduos na borda e três no interior tiveram folhas atacadas, a taxa de herbivoria para cada habitat foi aproximadamente nula. Entretanto, a porcentagem de herbivoria (acumulada) de folhas maduras teve uma significativa diferença, sendo a maior média encontrada para o interior 8,3% e 5,8 % para borda (t=-2,02, p= 0,05, GL=36). Consequentemente, *Senefeldera* parece ser mais atacada sob as condições do sub-bosque. Mas a maior porcentagem de herbivoria obtida para o interior pode ser interpretada como conseqüência do acúmulo de ataques ocorridos durante período de abundância de insetos, os quais utilizam a *Senefeldera* como recurso alimentar e pode não ter sido detectado no monitoramento da taxa de herbivoria, porque o período de ataque não correspondeu ao período da amostragem. Outros fatores, não abordados neste estudo, devem ser considerados, por exemplo, em ambientes com maior disponibilidade de luz, tal como as clareiras, tem sido observada alta intensidade de renovação (turnover) foliar e menor longevidade da folha (Bongers e Popma, 1990). Desta maneira, a maior porcentagem de herbivoria observada para o interior pode refletir uma menor renovação foliar e maior longevidade de folhas. Assim em função da maior idade, as folhas acumulariam mais danos.

De fato, houve uma maior tendência à abscisão das folhas novas na borda. Apesar das diferenças não serem significativas, na borda as folhas com minadores cairam 40% mais, se comparadas as folhas minadas do interior, enquanto que entre as não-minadas a abscisão foi apenas 15% maior na borda. Também as folhas com minadores tenderam a cair 26 % mais que as não minadas. Comparações de minadas e não minadas dentro de cada habitat revelam que a diferença foi mais acentuada no interior, onde a queda de folhas minadas foi 39% maior que as não-minadas, sendo esta diferença para o habitat de borda de apenas 10%. A necrose após o dano, uma resposta hipersensitiva, e abscisão precoce de folhas minadas tem sido relatadas para várias plantas, sendo consideradas com padrões resistência induzida à herbivoria (Karban e Baldwin, 1997). A *S. multiflora* apresentou tendência a este tipo de resposta, mostrando-se mais intensa nas condições de habitat do interior.

A área das folhas maduras na borda foi maior que aquelas no interior. Na borda a média da área para as folhas monitoradas no campo (amostragem contínua) foi 27% maior que no interior; para as folhas coletadas (amostragem pontual) a diferença caiu para 17%, sendo estes valores significativos (p=0,05). Os maiores valores médios para as áreas foram encontrados nas folhas coletadas, sendo as média na borda 66,1cm^2 (n=20 plantas) e no interior 55,0 cm^2 (n=19 plantas), ambas usando 10 folhas por planta. Para as folhas monitoradas no campo, as áreas foram 58,2 cm^2 na borda de 42,3 cm^2 no interior, usando três folhas de 10 plantas em cada habitat. Tem sido reportadas mudanças morfológicas e fisiológicas em folhas como respostas plásticas de plantas crescendo sob diferentes intensidade luz. Maior tamanho de folhas foi observado para espécies crescendo na clareiras e na borda de mata com relação aquelas no sub-boque; a plasticidade parece depender do grupo ecológico das espécies e em muitos casos aquelas que demandam luz tem sido relacionadas a maior plasticidade (Denslow et al., 1990; Popma e Bongers, 1992; Osunkoya et al, 1994).

A razão entre conteúdo total de carbono e nitrogênio (C/N) das folhas maduras foi 12% maior na borda com valor de 22,4 e19,64 no interior (t= 2,1; p=0,01; GL 35), resultado do maior valor do teor de nitrogênio total no interior 2,28%, e na borda apenas 2,08, sendo estas diferenças significativas (t=-2,065, p=0,05, GL=35). O conteúdo de carbono foi igual para as dois habitats (média, interior = 44,7% e borda=45,1; t=1,75; p=0,09; GL=35). Maior razão C/N é esperada para habitats mais intensamente iluminados, devido a maior assimilação de carbono, ou quando o nitrogênio é o fator limitante em condições de menor intensidade de luz, tanto que plantas crescendo no sub-bosque, podem ter defesas baseadas em carbono se houver limitações de nutrientes. Entretanto, plantas crescendo em ambiente com menor intensidade de luz podem reduzir o C/N, se o suprimento de nutrientes minerais não for afetado, e o nitrogênio disponibilizado para produção de compostos de defesa baseados em nitrogênio (Coley e Barone, 1996; Howe e Westley,1988). Alem disto, a família Euphorbiaceae tem muitos tipos de metabólitos secundários baseados em nitrogênio (Seigler, 1994), relacionados a defesa principalmente pela produção de látex (Farrel et al, 1991). Logo, a menor razão C/N encontrada para o interior, em função do maior conteúdo total de nitrogênio; além da tendência a maior abscisão de folhas com minadores no interior, a qual pode refletir uma intensa resposta de defesa, conduzem a suposição que o incremento no conteúdo de nitrogênio no interior representa uma plasticidade de resposta para produção de compostos de defesa baseados em nitrogênio.

Estudos que relacionam efeito de borda sobre herbivoria não têm delineado um padrão claro. Foram encontrados aumento de herbivoria em plântulas atacadas por vertebrado na borda (Sork, 1983); mudança no padrão de herbivoria devido à alteração da estrutura da borda, a qual parece selecionar os tipos de herbívoros (Cadenasso e Pickett, 2000) e também espécies de diferentes grupos ecológicos respondendo de modo distinto a condições geradas na borda de clareira, mostrando que as espécies podem ser mais atacadas sob o sol, no sub-bosque e outras não são afetadas (Denslow et al,1990). A *S. multiflora* parece responder, de modo diferente, às condições dos dois habitats, com o aumento de herbivoria no interior, porém estudos a longo prazo são necessários para confirmar este aparente aumento de ataque. Também a tendência a maior queda foliar na borda e o incremento de nitrogênio nas folhas maduras no interior podem indicar diferente plasticidade fenotípica da espécie ao habitat, mas isto não esclarece de que modo estas respostas atuam sobre aptidão da planta, o que pode, de fato, elucidar se o efeito de borda esta sendo positivo ou negativo para a espécie.

4. Conclusões

Os resultados indicam que *Senefeldera* responde às condições

do habitat de borda, com as folhas produzindo uma maior razão carbono/nitrogênio, menor quantidade de nitrogênio, tendência a apresentar maior área foliar e menor porcentagem média de danos acumulados, o que pode ser devido a tendência a maior abscisão de foliar. Estudos sobre de fenologia, de metabólitos secundários foliares, de herbivoria a longo prazo e da biomassa de folhas caídas na serrapilheira são necessários para confirmar estas predições.

5. Referências Bibliográficas

Cabral, B. C. (2001). *Efeito de borda sobre a herbivoria foliar por insetos em um fragmento de Mata Atlântica na REBIO UNIÃO Rio das Ostras ,RJ*. Dissertação de Mestrado. PPG Biociências e Biotecnologia/Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Norte Fluminense. Campos, 98p.

Cadenasso, M. L.; Pickett, S. T. A. (2000). Linking forest edge structure to edge function: mediation of herbivore damage. *Journal of ecology* 88:31-44.

Coley, P. D.; Barone, J. A. (1996). Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annu. Rev. Ecol. Syst* 27:305-335.

Denslow, J. S.; Schultz, J. C.; Vitousek, P. M.; Strain, B. R. (1990). Growth response of tropical shrubs to treefall gap environments. *Ecology* 71: 165-179.

Farrel, B. D.; Dussourd, D. E.; Mitter, C. (1991). Escalation of plant defense: Do latex and resin canals spur plant diversification? The American Naturalist 138: 881-900.

Harris, L. D. (1984) *The fragmented forest*. Chicago: The University of Chicago Press, Chicago, 211p.

Howe, H. F.; Westley L. C.(1988). *Ecological relationships of plant and animals*. New York: Oxford University Press, Oxford, 273 p.

Karbam, R..; Baldwin, I. T.(1997). *Induced Response to Herbivory*. Chicago:Chicago University Press,Chicago,319p.

Murcia, C. (1995). Edge Effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree.* 10: 58-62.

Osunkoya, O. O.; Ash, J. E., Hopkins, M. S, Graham, A. W. (1994). Influence of seed size and seedling ecological attributes on shade-tolerance of rain-forest tree species in northern Queensland. *Journal of Ecology* 82:149-163.

Popma, J., Bongers, F., Werger (1992). Gap-dependence and leaf characteristics of trees in a tropical lowland rain forest in Mexico. *Oikos* 63:207-214.

Seigler, D. (1994). Phytochemestry and Systematics of the Euphorbiaceae. *Ann. Missouri. Bot. Gard* 81:380-401.

Sork, V. L. (1983). Distribution of pignut hickory (*Carya glabra*) along a forest to edge transect and factors affecting seedling recruitment . *Bull. Torrey Bot. Club* 110:491-506.

Incremento de bordas, eliminação de dispersores e o futuro da *buchenavia capitata* (vahl.) eichler em fragmento de floresta Atlântica

Bráulio Almeida Santos [a] & Marcelo Tabarelli [b]

[a] Aluno do Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (PPGBV-UFPE, braulioalmeida@bol.com.br) [b] Depto. de Botânica, CCB, UFPE.

1.Introdução

Um dos impactos mais intensos da fragmentação florestal nas comunidades ecológicas é a criação das bordas (Saunders *et al.*, 1991). Os efeitos de borda são criados através da interação entre dois ecossistemas adjacentes (*e.g.* áreas de agricultura, vegetação em regeneração secundária) e podem resultar em mudanças nas condições bióticas e abióticas da floresta (Murcia, 1995). Tais alterações são freqüentemente acompanhadas por distúrbios na abundância e nas taxas de crescimento e mortalidade de espécies lenhosas (Ferreira & Laurance, 1997; Laurance *et al.*, 1998).

Com o aumento da razão borda/núcleo (Ranta *et al.*, 1998), conseqüência do processo de fragmentação, ocorre a eliminação de frugívoros responsáveis pela dispersão das sementes de muitas espécies vegetais (Guindom, 1996; Galetti *et al.*, 2001). Na ausência destes frugívoros os frutos caem sob a copa da planta matriz (Howe, 1986), aumentado a densidade de sementes e, conseqüentemente, a predação e a competição intra-específica (Janzen, 1970; Harper 1977). Desta maneira, a sobrevivência das plântulas será diminuída e o recrutamento de indivíduos jovens tornar-se-á falho, prejudicando, localmente, a manutenção da população vegetal (Asquith *et al.*, 1999). Além disso, na ausência dos dispersores frugívoros, a germinação ocorre praticamente sob a copa da planta matriz, havendo uma grande tendência ao agregamento espacial da população (Asquith *et al.*, 1999; Silva & Tabarelli, 2001).

O Parque Estadual Dois Irmãos é um fragmento florestal urbano onde ocorrem várias espécies de plantas que dependem dos serviços de diversos frugívoros atualmente extintos em escala local (Tabarelli, 1998; Roda, 2002). *Buchenavia capitata* (Vahl.) Eichler (Combretaceae) é uma das espécies lenhosas que provavelmente está sofrendo os efeitos da fragmentação no Parque Estadual Dois Irmãos, pois é uma árvore de dossel emergente, secundária tardia, dispersa por animais que não ocorrem mais na área. Portanto, investigar o impacto do incremento de bordas e da eliminação dos frugívoros sobre o recrutamento e a distribuição espacial desta espécie é fundamental para entender a manutenção de populações de plantas que enfrentam situações semelhantes no cenário de crescente fragmentação da floresta Atlântica.

2. Material e Métodos

Área de estudo e espécie estudada

A pesquisa foi desenvolvida no Parque Estadual Dois Irmãos (8º S – 35º W), um fragmento urbano de Mata Atlântica com área aproximada de 387,4 ha, localizado sobre a Formação Barreiras (Coutinho *et al.*, 1998) no município de Recife, Pernambuco. A precipitação média anual é de aproximadamente 2460 mm e as temperaturas médias mensais são superiores a 23 °C. Atualmente, diversos grupos animais já foram eliminados localmente, como algumas espécies de macacos (*e.g. Alouatta fusca*), herbívoros de médio e grande porte (*e.g. Mazama americana*, *Tapirus terrestris*, *Tayassu peccari*) e famílias inteiras de aves não-passeriformes como Cracidae, Ramphastidae e Trofonidae (Monteiro da Cruz & Barreto Campello, 1998, Tabarelli, 1998; Roda, 2002). *Buchenavia capitata* (Vahl.) Eichler (Combretaceae), conhecida vulgarmente em Pernambuco como "imbiridiba", é uma árvore de dossel emergente, caducifólia, secundária tardia, distribuída naturalmente nas florestas neotropicais desde a latitude 23º N até a latitude 23º S, sendo esta distribuição definida basicamente pelas cidades de Havana (Cuba) e Rio de Janeiro (Brasil) (Weaver, 1991). Os frutos são drupas de aproximadamente 1,2 cm de diâmetro, as quais são freqüentemente dispersas por grandes aves e macacos prego e roncador (Weaver, 1991; Van Roosmalen, 1985).

Métodos e análise estatística

Foram selecionados dez indivíduos adultos focais (DAP >10 cm) e construído, a partir da base do tronco de cada um deles, um transecto de 30 x 1 m, onde foi estimada a densidade de sementes e monitoradas a germinação de sementes e a mortalidade e sobrevivência de plântulas. Paralelamente, em transectos de 50 x 10 m, todos os jovens foram registrados. Classificou-se a topografia do terreno onde elas ocorriam em duas categorias: encosta ou plano. Um hipsômetro TLR 75ä Racingâ e uma trena foram utilizados para aferir, respectivamente, a altura e o DAP das plantas. O índice de Morisita foi utilizado para a determinação do padrão de distribuição espacial dos adultos, através do software *Krebs for Windows 0.94* (1998) e Krebs (1989). Com o auxílio do *Arc View 3.2*, a distância entre um adulto e os seus vizinhos mais próximos bem como a distância dele para a borda mais próxima puderam ser aferidas. A análise estatística dos dados envolveu o uso de coeficientes correlação de Pearson e Spearman e de teste de qui-quadrado, sempre com o nível de significância de 0,05.

3. Resultados e Discussão

Praticamente todas as sementes (4235 - 99%) estavam sob a copa da planta matriz, sugerindo uma falta de agentes bióticos de dispersão. Após 16 meses de monitoramento, em média, 49 % das

sementes germinaram e apenas 1,6 % destas sobreviveram, atingindo no máximo 12 cm de altura. Essa alta mortalidade de plântulas de *B. capitata* foi, sem dúvida, o resultado mais dramático encontrado. Sem o estabelecimento das plântulas a manutenção da espécie no Parque Estadual Dois Irmãos encontra-se bastante ameaçada. Não houve correlações entre a taxa de mortalidade e a distância da planta matriz ou densidade de sementes (hipótese Janzen-Connell), sugerindo que a causa morte não está associada a interações intra e/ou interespecíficas (*e.g.* competição e predação), mas a fatores abióticos que promovem o dessecamento da plântula.\z

Não foram encontrados indivíduos jovens de *B. capitata*, o que deve comprometer, localmente, a manutenção desta população (Nathan & Muller-Landau, 2000). Provavelmente, isto já é um reflexo do falho estabelecimento de plântulas observado. Crow & Weaver (1977 *apud* Weaver 1991) estimaram, para a *Buchenavia*, um crescimento médio do DAP de 41 árvores em torno de 0,70 cm ao ano. Se a árvore de menor DAP aferido (19,75 cm), encontrada em Dois Irmãos, for considerada o último indivíduo jovem que foi recrutado, então é provável que o recrutamento de *B. capitata* não ocorra a pelo menos 28 anos naquela área.

A população de *Buchenavia capitata* na área de estudo é senil, composta quase que exclusivamente por adultos (altura média de 19,22 ± 2,99 m e DAP de 69,31 ± 22,13 cm), e não apresenta uma preferência topográfica. Se for considerada a taxa de crescimento do DAP de 0,7 cm anuais, a população adulta de *B. capitata* tem, em média, aproximadamente 100 anos (DAP médio de 69,31 cm), havendo árvores com cerca de 170 anos de idade (DAP = 121 cm).

O padrão de distribuição espacial dos adultos na área de estudo é agregado (I_p = 0,504; p = 0,04), estando os agregados geralmente a mais de 50 m da borda. A distância entre uma árvore e a sua vizinha mais próxima foi de 42, 9 ± 32,5 m e a distância entre ela e a borda mais próxima de 182,5 ± 143,4 m. Isto reflete a própria biologia da espécie (secundária tardia) de intolerância a hábitats de borda e ausência dos dispersores de suas sementes, ambas as conseqüências associadas por diversos autores à fragmentação (Murcia, 1995, Asquith *et al.*, 1999; Silva & Tabarelli, 2001).

4. Conclusões

A população de *B. capitata* na área de estudo é senil, composta quase que exclusivamente por adultos. Alterações microclimáticas devem ser as principais causas da alta mortalidade de plântulas. A ausência de dispersão de sementes por aves e macacos provavelmente está contribuindo para a elevação desta mortalidade nos estádios iniciais de desenvolvimento e deve ter colaborado para o agregamento dos atuais adultos. *Buchenavia capitata* parece sofrer os impactos negativos da ausência de dispersores de sementes e das alterações microclimáticas, através do incremento de bordas, decorrentes da fragmentação.

5. Referências bibliográficas

Asquith, N.M., Terborgh, J., Arnold, A.E. & Riveros, C.M. 1999. The fruits the agouti ate: *Hymenaea courbaril* seed fate when its disperser is absent. Journal of Tropical Ecology 15: 229-235.

Coutinho, R.Q., Lima-Filho, M.F., Souza-Neto, J.B. & Silva, E.P. 1998. Características climáticas, geológicas, geomorfológicas e geotécnicas da Reseva Ecológica de Dois Irmãos. In: Machado, I.C., Lopes, A.V. & Porto, K.C. (orgs). Reserva Ecológica de Dois Irmãos: Estudos em um remanescente de Mata Atlântica em área urbana (Recife – Pernambuco – Brasil). Editora Universitária da UFPE, Recife. Pp. 21-49.

Ferreira, L.V. & Laurance, W.F. 1997. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia. Conservation Biology 11: 797-801.

Galetti, M., Keuroghlian, A., Hanada, L. & Morato, M.I. 2001. Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Southeast Brazil. Biotropica 33: 723-726.

Guindom, C.F. 1996. The importance of forest fragments to the maintenance of regional biodiversity in Costa Rica. In: Forest patches in tropical landscapes. Schellas, J. & Greenberg, R. Island Press, London. Pp. 168-186.

Harper, J.L. 1977. The influence of density on yield and mortality. Population Biology of Plants. Academic Press, United States of America. Pp. 151-194.

Howe, H.F. 1986. Seed dispersal by birds and mammals: implications for seedling demography. Seed dispersal. Academic Press, Australia. Pp. 191-218.

Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. The American Naturalist 104: 501-527.

Krebs, C.J. 1989. Ecological Methodology. Library Congress, New York. 654 p.

Krebs, C.J. 1998. Krebs for Windows 0.94. Microsoft Corporation and Regents of University of California, USA.

Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de-Morena, J.M., Laurance, S.G., Hutchings, R.W. & Lovejoy, T.E. 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonia tree communities. Conservation Biology 12: 460-464.

Monteiro da Cruz, M.A.O. & Barreto Campello, M.L.C. 1998. Mastofauna: primeira lista e um estudo sobre o *Callithrix jacchus* Erxleben, 1777 (Callitrichidae: Primates) na Reserva Ecológica de Dois irmãos. In: Machado, I.C., Lopes, A.V. & Porto, K.C. (orgs). Reserva Ecológica de Dois Irmãos: Estudos em um remanescente de Mata Atlântica em área urbana (Recife – Pernambuco – Brasil). Editora Universitária da UFPE, Recife. Pp. 253-269.

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends in Ecology and Evolution 10: 58-62.

Nathan, R., Muller-Landau, H.C. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. Trends in Ecology and evolution 15: 278-285.

Ranta, P., Brom, T., Joensuu, E. & Mikko, S. 1998. The fragmented Atlantic forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. Biodiversity Conservation 7: 385-403.

Roda, S.A. 2002. Aves endêmicas e ameaçadas de extinção no estado de Pernambuco. Vol. 2. In: Tabarelli, M & Silva, J.M.C. (orgs), Diagnóstico da biodiversidade de Pernambuco. Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente, Fundação Joaquim Nabuco e Editora Massangana, Recife. Pp. 537-555.

Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology 5: 18-32.

Silva, M.G. & Tabarelli, M. 2001. Seed dispersal, plant recruitment and spatial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in remnant of Atlantic forest in northeast Brazil. Acta Oecologica 22: 259-268.

Tabarelli, M. 1998. Dois Irmãos: o desafio da conservação biológica em fragmento de floresta tropical. In: Machado, I.C., Lopes, A.V. & Porto, K.C. (orgs). Reserva Ecológica de Dois Irmãos: Estudos em um remanescente de Mata Atlântica em área urbana (Recife – Pernambuco – Brasil). Editora Universitária da UFPE, Recife. Pp. 311-323

Van Roosmalen, M.G.M. 1985. Fruits of the Guianan Flora. Institute of Systematic Botany, Utrecth University, Utrecth, 483 pp.

Weaver, P.L. 1991. *Buchenavia capitata* (Vahl.) Eichler: Granadillo. SO-ITF-SM-43. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station, New Orleans, LA. 7 p.

Comparação de Atributos Foliares entre duas Formações Vegetais do PARNA da Restinga de Jurubatiba (RJ)

Braz, M.I.G [a]. & de Mattos, E.A. [a]
[a]Universidade Federal do Rio de Janeiro, Depto. de Ecologia. (belgbraz@ig.com.br)

1.Introdução

Diferentes ambientes apresentam variação nas condições e recursos disponíveis para as plantas. Espacialmente, os recursos podem variar dentro de um mesmo bioma, em distintas formações vegetais. Além disto, o ambiente pode apresentar variação diária de incidência solar e temperatura além de sazonalidade na disponibi-

lidade hídrica e nutricional. As restingas são ambientes costeiros, onde as espécies lenhosas de porte arbóreo ou arbustivo crescem sobre as planícies arenosas. As plantas deste bioma estão submetidas a um estresse hídrico e nutricional em função do substrato arenoso. As espécies da restinga também sofrem influência da salinidade devido à proximidade do mar e das altas temperaturas e intensidade luminosa (Lacerda *et al*. 1993). As condições abióticas tal como a heterogeneidade ambiental pode influenciar na posse de características foliares pelas espécies (Mooney & Winner 1991, Reich *et al*. 1999).

As folhas apresentam grande plasticidade na sua morfologia, anatomia e fisiologia ao longo das diferentes espécies e em distintas condições ambientais. Espécies vegetais com alta variação fenotípica apresentam maior chance de sobreviverem e persistirem as mudanças climáticas, por conseguirem se adequar as diferentes pressões ambientais. Desta forma, o estudo das respostas foliares aos estresses múltiplos ao longo de um gradiente climático e edáfico pode ser considerado uma prioridade para a melhor compreensão da variação fenotípica das plantas.

O presente trabalho teve como objetivo detectar o grau de variação da área foliar (m^2), massa específica foliar (g/m^2), grau de suculência (g/m^2), espessura (mm), conteúdo de clorofila total e do tipo *a*, *b* ($mmol/m^2$) e de carotenóides totais presentes em espécies de duas formações vegetais de restinga do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (RJ). Relação entre a suculência e a massa específica foliar em função da espessura também foram avaliadas. As espécies escolhidas para a realização da comparação foram: *Protium icicariba* (DC.) March., *Ocotea notata* (Ness) Mez, *Byrsonima sericea* DC., *Myrsine parvifolia* (A.DC:) Mez, *Manilkara subsericea* (Mart.) Dubard e *Ternstroemia brasiliensis* Cambess. Propôs-se avaliar uma possível variação espacial e temporal nos atributos foliares deste grupo de espécies entre a restinga Arbustiva aberta de Clusia (restinga de clúsia) e a Arbustiva aberta de Ericacea (restinga de ericácea). A restinga de clúsia encontra-se mais próxima do mar e parece apresentar uma disponibilidade hídrica e nutricional menor do que a restinga de ericácea.

2. Métodos

2.1- Características foliares: Área foliar (m^2); Espessura (mm); Suculência (g/m^2); Massa Específica Foliar (g/m^2):

Foi realizada uma coleta na estação chuvosa (abril de 2001) e outra na estação seca (setembro de 2001) nas duas áreas de estudo. Cinco indivíduos de cada espécie e quatro amostras foliares de cada indivíduo foram coletados no campo. As folhas retiradas estavam sempre expostas ao sol, voltadas para a face norte das copas e, sempre que possível, eram visualmente maduras. Todas as amostras foliares foram colocadas em sacos de papel, etiquetadas e levadas para o laboratório. No mesmo dia, foram realizados moldes das folhas em papel das quatro amostras foliares dos cinco indivíduos de cada espécie, que posteriormente foram recortados e pesados. A área foliar (m^2) foi calculada através de uma regra de três entre os moldes pesados com o de uma figura de área e peso conhecidos. Foram retirados dez discos foliares, com o cortador de área (1,13 cm^2) de cada amostra foliar coletada dos cinco indivíduos de cada espécie. Esses discos foram reidratados e após 24 horas foram pesados (peso saturado) e colocados em estufa a 70^0C durante 48 horas, e novamente pesados (peso seco). No cálculo da espessura (mm) foram medidos cinco discos reidratados através de um paquímetro digital (Mitutoyo 500-196, Japão). A suculência foi calculada pela fórmula: (peso saturado dos discos - peso seco dos discos)/área dos discos e a massa específica foliar (MFA) pelo peso seco dos discos/ área dos discos.

2.2-Pigmentos Fotossintéticos

No mesmo dia da coleta três discos foliares (1,13 cm^2), de três amostras foliares de três indivíduos de cada espécie, foram retirados e colocados em tubos pretos de filme fotográfico. A cada tubo foram adicionados 2-3 ml de etanol (100%). Após uma semana, os discos começaram a serem macerados com areia em etanol 96% e centrifugados. Após este procedimento, os extratos foram lidos em três diferentes absorbâncias (470, 649 e 665 nm) no espectofotômetro (Beckman Du 520, Alemanha). O cálculo de µg de clorofila por ml de extrato foi calculado pelas fórmulas de Lichtenthaler & Wellburn (1983).

3- Resultados e Discussão

Apenas os pigmentos fotossintéticos apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre as espécies das duas formações vegetais segundo teste dos sinais (Zar 1999). Na estação chuvosa, a razão clorofila total/carotenóides foi maior nas espécies da restinga de clúsia do que nas da restinga de ericácea (teste dos sinais, a=95%, p,0,05). Enquanto, na estação seca, o contrário foi verificado. Valores maiores de clorofila total, razão clorofila *a/b* e clorofila total/ carotenóides foram encontrados nas espécies da restinga de ericácea (teste dos sinais, a=95%, p,0,05). Na literatura vem sendo apontada uma correlação positiva entre a quantidade de clorofila e a concentração de nitrogênio foliar (Larcher 2000). Provavelmente, plantas que habitam locais com deficiência nutricional apresentam menores quantidades desse pigmento. Sendo assim, a resposta dos atributos fotossintético na estação seca foi igual à esperada, pois o estresse hídrico e nutricional parece ser mais acentuado na restinga de clusia, principalmente nesta estação. A diferença de comportamento dos atributos foliares entre as duas estações pode ser uma conseqüência de idades foliares distintas (Jurik 1986, Mooney & Winner 1991, Reich *et al*. 1991). *P. icicariba*, *O. notata*, *T. brasiliensis* e *B. sericea* tiveram apenas folhas jovens durante a coleta realizada na estação seca. Indivíduos de *M. subsericea* e *M. parvifolia* apresentaram tanto folhas senescentes como jovens nesta estação.

Na restinga de clúsia, uma relação positiva entre a MFA e a espessura não foi verificada em nenhuma das duas estações. A massa da folha pode ser influenciada por dois fatores distintos: a espessura e a densidade foliar (Witkowski & Lamont 1991, Niinemets 1999). Sendo assim, sugere-se que a MFA está sendo influenciada pela densidade nas duas estações nesta formação vegetal. A posse de folhas densas confere vantagens às espécies vegetais de locais secos como a presença de células com paredes celulares mais espessas, uma baixa fração de espaços intracelulares, esclerídeos radiais e fibras que previnem o murchamento (Witkowski & Lamont 1991, Niinemets 2001). Este tipo de folhas, também, apresentam uma maior elasticidade ou um aumento na rigidez das células que pode estar associada à capacidade de sobrevivência a baixos potenciais hídricos. O comportamento da suculência em função da espessura apresentou diferenças entre as duas estações. A espessura não teve relação com a suculência na estação chuvosa (R^2=0,03-p>0,05). Essa falta de relação entre os atributos pode ser conseqüência de um possível aumento da densidade foliar nesta estação. Na estação seca, o aumento da espessura ocasionou maiores valores de suculência (R^2=0,81-p<0,05). A posse de folhas mais jovens com menor densidade foliar pode estar influenciando na relação entre estas duas variáveis.

Na restinga de ericácea, a MFA e a espessura tiveram uma relação positiva apenas na estação chuvosa (R^2=0,90- p<0,05). Nesta estação, a massa da folha está sendo influenciada pela espessura, ao contrário do verificado nas espécies da restinga de clúsia. Espécies em que o aumento da MFA está relacionado à espessura, apresenta um maior desenvolvimento do mesofilo que propicia maiores taxas fotossintéticas (Niinemets 2001). A falta de relação entre essas duas variáveis na estação seca também pode ser uma conseqüência de idade foliar distintas. O aumento da espessura acarretou valores maiores de suculência na estação chuvosa (R^2=0,98- p<0,05) e na seca (R^2=0,96-p<0,05).

4.Conclusão

A área, espessura, MFA e suculência foram indiferentes às distintas disponibilidades de água e nutrientes sugeridas para as duas formações vegetais. No entanto, os pigmentos fotossintéticos foram mais sensíveis a menor disponibilidade destes recursos na restinga de clúsia.

Os valores da MFA e da suculência foram semelhantes para a restinga de clúsia e ericácea, entretanto parecem modulados por

diferentes componentes anatômicos. A espessura parece estar influenciando estas duas variáveis na restinga de ericácea, enquanto a densidade parece exercer papel modulador da MFA e da suculência na restinga de clúsia. Sendo assim, as folhas das duas formações vegetais podem apresentar características estruturais distintas, que poderão afetar a capacidade de assimilação de CO_2, as taxas fotossintéticas e a produtividade de diferentes maneiras.

5. Referências Bibliográficas

Jurik, T.W. (1986). Temporal and spatial patterns of specific leaf weight in successional northern hardwood tree species. *American Journal of Botanic*, 73:1083-1092.

Lacerda, L.D.; Araujo, D.S.D; Maciel, N.C. (1993). Dry coastal ecosystems of the tropical Brazilian coast. In: *Dry coastal ecosystems: Africa, America, Asia, Oceania*. VAN DER MAAREL (ed), Amsterdam, Elsevier, 477-493.

Larcher, W. (2000). *Ecofisiologia Vegetal*. São Carlos, Rima.

Lichtenthaler, H.K. & Wellburn, A.R. (1983). Determinations of total carotenoids and chlorophylls *a* and *b* oh leaf extracts in different solvents. *Biochem.Soc.Trans*, 603:591-592.

Mooney, H.A.; Winner, W.E. (1991). Partitioning response of plants to stress In: *Response of plantes to multiple stresses*. Harold A Mooney, William E. Winner, Eva J. Pell e Ellen Chu. (ed), Academic press, Inc, 129-141.

Niinemets, Ü. (1999). Components of leaf dry mass per area-thickness and density- alter leaf photosynthetic capacity in reverse directions in woody plants. *New Phytologist*, 144:35-47.

Niinemets, Ü. (2001). "Global-scale climatic controls of leaf dry mass per area, density, and thickness in trees and shurbs", *Ecology*, 82:453-469.

Reich, P.B., Walters, M.B., Ellsworth, D.S. (1991). Leaf age and season influence the relationships between leaf nitrogen, leaf mass per area and photosynthesis in maple and oak trees. *Plant, Cell and Environment*, 14:251-259.

Reich, P.B.; Walters, M.B.; Ellsworth, D.S.; Vose, J.M; Gresham, C.; Volin, J.C.; Bowman, W.D. (1999).Generality of leaf trait relationships: a test across six biomes. *Ecology*, 80:1955-1969.

Witkowski, E.T.F.; Lamont, B.B. (1991). Leaf specific mass confounds leaf density and thickness. *Oecologia*, 88:486-493.

Estrutura, dinâmica preliminar de duas populações de pau-brasil (*Caesalpinia echinata* Lam.) no Estado do Rio de Janeiro, Cabo Frio.

Capossoli, D. J. [1] & Pereira, T. S. [2].

[1] Bolsista CNPq - PIBIC/Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro (dnica_nica@hotmail.com); [2] Pesquisadora Titular IIIA do Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

1.Introdução

O estudo da estrutura de tamanhos de uma população descreve o número relativo de indivíduos de diferentes tamanhos, idades, entre outros parâmetros (Silvertown e Doust 1993). Esta estrutura é uma resposta à ação de forças bióticas e abióticas sobre os organismos (Fisch 1998). Através de tabelas de vida é possível compreender os mecanismos demográficos responsáveis por mudanças no tamanho das populações, assim como o tamanho e estrutura das mesmas no futuro (Harcombe 1987).

O pau-brasil (*Caesalpinia echinata* Lam.), além da grande importância na história do nosso país, está presente na Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção (Brasil 1992) na categoria "em perigo" por ter sido demasiadamente explorado durante 350 anos (Lewis et al. 1997). A matéria prima extraída era o corante brasilina, que após sofrer oxidação transformava-se em brasileina, empregada na tinturaria e fabricação de tintas para escrever (Rizzini 1978). Atualmente sua distribuição encerra fragmentos localizados em Alagoas, Bahia, Espírito Santo, Paraíba, Pernambuco, Rio Grande do Norte e Rio de Janeiro (Aguiar e Pinho 1986) e seu uso esta relacionado à confecção de arcos de violino (Lewis et al 1997), fabricação de móveis e artesanato (Alzugaray e Alzugaray 1984).

Segundo Carvalho (1994) é primordial o estabelecimento de um trabalho de conservação para a espécie, principalmente "in-situ". Porém, antes de propor uma estratégia de conservação é necessário levantar dados sobre a estrutura e dinâmica das populações de *C. echinata*. Tais dados poderão servir de ferramenta científica, para subsidiar ações legais futuras, com o intuito de conservar a vegetação remanescente que abriga as populações de pau-brasil em Cabo Frio, e assim manter a integridade genética das mesmas na região.

Neste sentido o trabalho tem como objetivo determinar a estrutura de tamanhos e analisar, ainda que de forma preliminar, a dinâmica dos indivíduos de duas populações de pau-brasil, localizadas em encostas urbanas no Município de Cabo Frio (RJ), visando compreender seus potenciais de regeneração neste remanescente histórico de ocorrência da espécie, inferindo indicações para manejo mais adequado.

2.Metodologia

O estudo foi realizado no Município de Cabo Frio, localizado na baixada litorânea, a sudeste do Estado do Rio de Janeiro. A região é caracterizada por um clima peculiar, relacionado com sua localização de cabo, relevo plano, distância da Serra do Mar e fenômeno de ressurgência (FEEMA 1988). Segundo Ururahy *et al*. (1987) sua vegetação é única em termos de florísticos – fisionômicos, podendo ser classificada como uma disjunção fisionômica – ecológica da caatinga. Apesar de ser tão importante por sua peculiaridade, a região vem sofrendo danos em seus recursos naturais devido a atividades antrópicas, entre elas, a construção desordenada de moradias e retirada da cobertura vegetal para empreendimentos imobiliários.

Foram considerados dois locais de estudo, o Morro da Piaçava (MP), com 126 m de altura e o Morro do Mico (MM), com 108 m de altura. As duas áreas diferem quanto o grau de impacto antrópico e posicionamento em relação ao mar. A primeira é considerada como um local fortemente impactado. Na segunda área, o impacto antrópico não é tão evidente. Em cada área, foram estabelecidas 10 parcelas de 20x30 (0,6 ha). Todos os indivíduos, inclusive as plântulas de *C. echinata* foram marcados com etiquetas de plástico/ metal e medidos (altura e diâmetro ao nível do solo - DAS). O primeiro inventário foi realizado no ano de 2001 e o segundo, no ano seguinte.

Histogramas da distribuição de freqüência em classes de DAS (cm) e altura (m) foram construídos no Programa Statistica 6.0, e 15 classes de tamanhos foram consideradas (Carvajal 1986), com base no número de indivíduos da área com maior densidade, relativo ao ano de 2001. Os indivíduos de *C. echinata* foram divididos em cinco classes de tamanhos, levando em consideração o DAS, cujas amplitudes foram definidas com o auxílio destes histogramas e ajustadas com ajuda de observações dos indivíduos em seu local de desenvolvimento.

O crescimento foi obtido através da taxa de crescimento: T2-T1/T1x100, onde T1 é a média de altura ou DAS no tempo 1 (2001) e T2 é a média de altura ou DAS no tempo 2 (2002). Foram desconsiderados os indivíduos mortos e aqueles que apresentaram a diferença de altura de ano para o outro negativa.

Para o estudo da dinâmica levou-se em consideração a taxa de sobreviventes (sigma), taxa de transição (gama), probabilidade de sobrevivência e permanência na mesma classe do tempo t e t+1 (P) e probabilidade de crescimento para a classe seguinte (G).

3.Resultados

A estrutura de tamanhos no ano de 2001 no Morro da Piaçava foi caracterizada por uma curva semelhante a um sino, com 46% de indivíduos adultos, 38,5% pré-reprodutivos, 11,8% juvenis e 3,7% plântulas. No Morro do Mico, a estrutura de tamanhos apresentou curva do tipo "J invertido", com 63,4% de indivíduos na primeira etapa de desenvolvimento - plântulas, 27,4% juvenis, 2,7% pré-reprodutivos e 6,5% adultos. Neste caso, muitos indivíduos pequenos foram responsáveis pela maior parte da densidade, sendo encontrados em bancos de plântulas.

A média de indivíduos por parcelas no Morro da Piaçava e Morro do Mico foi respectivamente 16 e 70. Porém as duas áreas apresentaram altos valores de variância e desvio-padrão (MP: s^2= 156,2 e s = 2,5; MM: s^2= 3652,3 e s = 60,4), ou seja, a distribuição não foi uniforme. O fato pode ser explicado pela ocorrência natural de manchas de pau-brasil em sua área de distribuição. Na segunda área de estudo observou-se aumento da densidade em algumas parcelas devida presença de um extenso banco de plântulas, aumentando a variância e desvio-padrão.

Aparentemente não houve recrutamento de novos indivíduos no Morro da Piaçava. No Morro do Mico apenas uma plântula foi recrutada. As plântulas existentes nas duas áreas de estudo provavelmente tiveram origem em eventos reprodutivos passados.

A mortalidade total de indivíduos após o período de um ano no Morro da Piaçava foi de 9,3% e no Morro do Mico 5,0%. Na primeira área, este evento demográfico concentrou-se nas plântulas (17%), juvenis e pré-reprodutivos (15%). Foi registrada ainda a morte de dois adultos. No Morro do Mico, 6,8% das plântulas morreram. Tal fato pode estar relacionado com a competição por recursos, que é bastante alta nesta etapa de desenvolvimento, assim como pisoteio, predação e condições microclimáticas e eventos naturais, como queda de árvores. Além das plântulas, 2,6% de juvenis morreram.

Nas duas áreas de estudos, as plântulas obtiveram as maiores taxas de crescimento, tanto em relação à altura (MP: 8,57; MM: 13,17) quanto em relação ao DAS (MP: 23,08; MM: 17,59). No Morro da Piaçava, os adultos apresentaram as menores taxas de crescimento (altura: 2,39; DAS: 4,74) que podem estar relacionadas com fatores ambientais, como a declividade do terreno e ventos salinos. Entre o ano de 2001 e 2002 esta população teve maior crescimento em relação ao DAS (6,88). No Morro do Mico novamente registrou-se as menores taxas de crescimento para os adultos (altura: 5,63; DAS: 2,39), havendo maior crescimento em relação à altura (8,92).

Mesmo em uma análise preliminar de dinâmica populacional, pode-se observar através do diagrama do ciclo de vida (P e G), que os indivíduos do Morro do Mico apresentam maiores valores de transição entre as etapas de desenvolvimento, ressaltando a transição de plântulas para juvenis (0,32). Este resultado indica um desenvolvimento em direção à regeneração, fato que não foi observado na outra área de estudo.

4.Conclusão

A densidade de *C. echinata* nas duas áreas de estudo está associada a fatores ecológicos como dispersão de sementes e competição intra-específica. Desta forma sua distribuição na forma de manchas nas parcelas estudadas pode ser justificada. Porém a diferença de número de indivíduos de uma área para outra e a estrutura destas duas populações deve ser influenciada por fatores ambientais como o posicionamento dos maciços em relação ao mar e conseqüente influência de ventos salinos, além de fatores históricos dos dois remanescentes.

A mortalidade é maior no Morro da Piaçava, área tida como mais impactada antropicamente. Porém, os indivíduos mortos, não apresentam sinais deste tipo de impacto. É possível que outros fatores sejam responsáveis por este evento, como por exemplo, presença de patógenos, já que este evento demográfico foi restrito. No Morro do Mico plântulas registram o maior número de mortes, o que é esperado uma vez que a área possui um extenso banco de plântulas, local em que a competição intra-específica é alta. É importante ressaltar a influência dos eventos naturais, como queda de árvores na mortalidade.

Aparentemente não houve condições para o estabelecimento de novos indivíduos nas duas populações, com exceção de uma germinação no Morro do Mico. No ano de 2002 o período de seca foi prolongado. A baixa precipitação pode estar influenciando alguns aspectos fenológicos e conseqüentemente a germinação.

O crescimento ocorre em todas as etapas de desenvolvimento, mas observa-se que as médias de incremento de tamanho são pequenas, se comparadas com o tamanho inicial dos indivíduos. Através deste resultado constata-se que o crescimento da espécie é lento.

As taxas de crescimento refletem as condições ambientais que por sua vez determinam o aspecto individual de cada população. Já que as duas áreas diferem em estrutura, densidade, eventos demográficos e dinâmicos, torna-se urgente a proteção que inclua maior fiscalização garantindo a conservação destes remanescentes que possuem potenciais tão distintos.

5.Referências Bibliográficas

AGUIAR, F. F. A. e PINHO, R. A. 1986. Pau-Brasil: *Caesalpinia echinata* Lam. São Paulo, Instituto de Botânica. Folheto, 18. 14 p.

ALZUGARAY, D. e ALZUGARAY, C. Ed. 1984. Enciclopédia da Flora Brasileira. São Paulo, Três livros e fascículos. p. 348-349.

BRASIL Portaria n.006/92-N, 15 de janeiro de 1992. Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília.

CARVAJAL, S. 2º R. 1986. Elementos de estatística: com aplicação às ciências médicas e biológicas. Centro e Ciências Matemáticas e da Natureza, Instituto de Matemática, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 208 p.

CARVALHO, P. E. R. 1994. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. EMBRAPA-CNPF/SPI. p. 113-117.

FEEMA. 1988. Perfil ambiental do Município de Cabo Frio. Rio de Janeiro. 52 p.

FISCH, S. T. V. 1998. Dinâmica de *Euterpe edulis* Mart. na floresta ombrófila densa atlântica em Pindamonhangaba – SP. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 126 p.

HARCOMBE, P. A. Tree life tables: simple birth, growth, and death data encapsulate life histories and ecological roles. BioScience 37 (8): 557-567.

LEWIS, G.; LIMA, H.; CARDOSO, M.; WELLNER, P.; MARTINELLI, G.; RITCHER, M.; VARTY, N. e JENKINS, P. 1997. Conservação e manejo de pau-brasil *Caesalpinia echinata:* Plano de ação. (s/ed.). 36 p.

LORENZI, L. 1992. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. São Paulo, Editora Plantarum. p. 145.

RIZZINI, C. T. 1978. Plantas do Brasil. Árvores e madeiras úteis do Brasil. Manual de dendrologia brasileira. São Paulo, Ed. Edgard Blucher. 118 p.

SILVERTOWN, J. W. & LOVETT-DOUST, J.1993. Introduction to plant population biology. Oxford, Blackwell Scientific Publications. 210 p.

URURAHY, J. C. C.; COLLARES, J. E. R. e SANTOS, M. M. 1987. Nota sobre uma formação fisionômico-ecológica disjunta da estepe nordestina na área do pontal de Cabo Frio-RJ. Rev. Bras. Geogr. 49 (4): 25-29.

Predação de sementes de *Attalea dubia* (Mart.) Burret, 1929 (Arecaceae) em uma área de Floresta Atlântica no Sudeste do Brasil

Carla Elisabete Steffler[a]

[a]*Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, RS – e-mail: carlafrugi@yahoo.com.br*

1. Introdução

A predação de sementes é elevada principalmente próximo à planta-mãe (Janzen, 1971, 1972), onde invertebrados, aves e mamíferos (Janzen, 1971) figuram entre os predadores mais importantes. A predação pode depender do tamanho e dos componentes nutricionais das sementes (Osunkoya, 1994), da densidade de sementes sob a planta-mãe e das variáveis ambientais que os predadores selecionam (von Allmen, 2002).

Neste estudo, pretendo investigar (1) a proporção de pirênios (endocarpo + semente) de *Attalea dubia* predados sob a planta-mãe; (2) se há seleção por parte dos predadores sobre o tamanho

(diâmetro e comprimento) dos pirênios; (3) a proporção de predação por besouros em pirênios com uma e duas sementes e (4) se há e quais as variáveis microambientais que podem estar afetando a predação de sementes de *A. dubia*.

2. Metodologia

Realizei o estudo no Parque Estadual da Ilha do Cardoso (25º03'05"S; 47º53'48"W), Cananéia, São Paulo, Brasil, entre os dias 14 e 16 de maio de 2003. O clima é subtropical e a precipitação anual pode exceder 3000mm. Esta área ocupa 22100 ha e possui várias formações de Mata Atlântica, que vão desde praias até florestas ombrófilas. Neste local podemos encontrar o indaiá *Attalea dubia* (Arecaceae), apresentando fruto como uma drupa carnosa, com epicarpo fibroso e endocarpo ósseo revestido exteriormente de fibras aglutinadas (Reitz, 1974).

Coletei todos os pirênios sob nove indivíduos de *A. dubia* num raio de 3m a partir da planta-mãe. Verifiquei os pirênios quanto à predação por vertebrados e invertebrados, e os classifiquei como intactos, predados por besouros, predados por vertebrados ou "germinados". Abri os pirênios para verificar se as sementes estavam predadas ou não. Classifiquei estas em quatro categorias: intactas, predadas por besouros, predadas por vertebrados ou "vazias". Para verificar o efeito da densidade de pirênios disponíveis sob a planta-mãe nas proporções de predação (vertebrados e invertebrados), fiz uma Correlação de Spearman entre o total de pirênios encontrados sob a planta-mãe e o número de pirênios predados. Para verificar se havia diferença significativa entre a avaliação feita a partir dos pirênios (aparente) e a partir das sementes (real), usei o teste do Chi-quadrado de aderência.

Fiz a contagem das sementes predadas por besouros, vazias ou intactas. Essa contagem foi feita a partir de pirênios de cinco indivíduos. Para saber se há associação das proporções de predação entre pirênios com uma ou duas sementes, usei o teste do Chi-quadrado de Pearson.

Medi o diâmetro e comprimento de pirênios de seis indivíduos com um paquímetro digital. A partir das medidas obtidas, usei uma ANOVA (um fator) para verificar se os predadores selecionam os pirênios por tamanho (diâmetro e/ou comprimento). Realizei Comparações Múltiplas (critério de Tuckey) entre pirênios predados (por vertebrados ou por besouros) e intactos.

Coletei variáveis ambientais de onde os indivíduos de *A. dubia* se encontravam, que potencialmente pudessem explicar a proporção de predação por invertebrados e/ou vertebrados. Para verificar se há alguma variável que possa explicar esta relação, fiz uma Análise de Regressão Linear Múltipla (critério Stepwise).

3. Discussão e resultados

Encontrei no total 970 pirênios, dos quais 44,43% dos pirênios estavam aparentemente intactos, 47,63% com algum sinal de entrada ou saída causado por besouros e, 2,06% com o poro germinativo perfurado. Vertebrados tiveram uma importância de predação de somente 5,38%; no entanto, esses animais podem carregar sementes para longe da planta-mãe (Forget, 1993), o que acarreta uma subestimativa nesse estudo.

Encontrei uma correlação significativa (rs=0,883; P=0,002) entre a densidade de pirênios sob a planta-mãe e o número de predados, ou seja, quanto mais pirênios disponíveis sob a planta-mãe, maior a proporção de predação. Também encontrei diferença significativa (c^2=30,205, P=0,000) entre a avaliação do estado dos pirênios aparente e a real. Dos pirênios coletados, verifiquei 452 quanto ao número de sementes. Destes, 96% possuíam uma semente e 4% continham duas sementes. Verificando a associação entre a proporção do número de sementes e a condição do pirênio, não encontrei diferença significativa (c^2=3,61; P=0,165). Encontrei um tamanho médio dos pirênios de 23,06 ± 2,52 mm, para o diâmetro e 38,41 ± 3,59 mm, para o comprimento. Meus dados mostram que os predadores selecionam as formas dos pirênios. Vertebrados preferem um maior diâmetro (F=6,128; P=0,002) e besouros preferem um maior comprimento (F=13,25; P=0,000) dos pirênios.

Encontrei relação significativa negativa (F=7,17; P=-0,032) entre as variáveis ambientais e a proporção de pirênios predados por besouros, apontando a "distância da *A. dubia* mais próxima" como variável com influência nesta relação. Ou seja, quanto menor a distância da *A. dubia* mais próxima, maior é a predação por besouros. Para a proporção de predados por vertebrados, nenhuma relação foi significativa.

4. Conclusões

Os besouros foram os predadores mais importantes, e suas marcas de predação foram encontradas em pirênios de todos os indivíduos de *A. dubia* analisados. A proporção de predação foi de até 90% em alguns indivíduos, semelhante a dados existentes na literatura (Bradford & Smith, 1977; Forget *et al*., 1994; von Allmen, 2002). Isso provavelmente deve-se porque besouros são mais especialistas, enquanto roedores podem utilizar uma maior variedade de frutos (Pizo & Vieira, 2000), ou porque os besouros são mais abundantes do que vertebrados, ou, ainda, os dois fatos associados. Considerando que a predação por besouros ocorre principalmente no início da época de frutificação (Forget *et al*,, 1994; Pizo & Vieira, 2000; von Allmen, 2002), suponho que essa população já se utilizou desse recurso. Por outro lado, não sei se roedores consomem pirênios que contenham ovos ou larvas de besouros; caso sim, essa proporção estaria sendo subestimada.

Em muitos pirênios aparentemente intactos, encontrei sementes com larva ou contendo vestígios produzidos pela larva. As fibras que recobrem todo o pirênio disfarçam os furos deixados pelas larvas, já que essas fibras continuam seu crescimento após alguma fratura no pirênio (C. E. Steffler, observação pessoal). Em alguns pirênios com furos de entrada de besouros, encontrei as sementes intactas. Nesse caso, é possível que a larva não tenha atingido a semente, talvez pela elevada espessura do endocarpo. Considerando que a proporção de predação por besouros em pirênios foi maior que em sementes propriamente ditas, esses dados sugerem que outros estudos desse tipo precisam de uma atenção maior.

A maioria dos pirênios de *A. dubia* contém apenas uma semente. Reitz (1974) já havia sugerido que a presença de duas sementes/pirênio nessa espécie é um evento raro. Bradford & Smith (1977) também demonstraram que em pirênios da palmeira *Scheelea* spp., uma semente é mais comumente encontrada. Esses autores verificaram, no entanto, que pirênios com duas sementes tem maior probabilidade de escapar da predação. Neste estudo, não encontrei diferença significativa entre a proporção de predação em pirênios com uma semente e duas sementes.

Meus dados sugerem que, em geral, os predadores preferem pirênios maiores, o que pode ser explicado pela maior concentração de nutrientes nestes. Há seleção pelos predadores em relação à forma dos pirênios, onde roedores preferem pirênios com um maior diâmetro, enquanto besouros selecionam pirênios com um maior comprimento. Esses dados indicam que está ocorrendo uma separação entre estes dois grupos de predadores no que se refere à forma do pirênio.

A maior proporção de predação por besouros encontrada sob alguns indivíduos de *A. dubia* é influenciada pela menor distância da *A. dubia* mais próxima. Esse dado, assim, pode ser associado à hipótese da densidade, onde uma maior oferta de pirênios apresenta uma maior proporção de predação. Pelo fato de nenhuma das variáveis explicar a taxa de predação para vertebrados, podemos associar a maior taxa de predação por vertebrados em alguns indivíduos com outra variável, ou com o fato de que muitas das sementes são carregadas pelos animais para longe da planta-mãe (Forget, 1993) e não contabilizadas nesse estudo.

Estudos de predação de sementes associados ao efeito do tamanho deveriam ser reavaliados, já que em alguns casos, ao invés de estarem selecionando simplesmente o tamanho do fruto ou da semente, os predadores podem estar selecionando a forma deste. Do mesmo modo, frutos que apresentam mais de uma semente precisam ser avaliados com cuidado, já que estes possuem uma maior probabilidade de escapar da predação.

5. Referências Bibliográficas

Bradford, D. F. & C. C. Smith (1977) Seed predation and seed

number in *Scheelea* palm fruits. Ecology 58: 667-673.
Forget, P-M. (1993) Post-dispersal predation and scatterhoarding of *Dipteryx panamensis* (Papilionaceae) seeds by rodents in Panama. Oecologia 94: 255-261.
Forget, P-M.; E. Munoz & E. G. Leigh Jr. (1994) Predation by rodents and bruchid beetles on seeds *Scheelea* palms on Barro Colorado Island, Panama. Biotropica 26(4): 420-426.
Janzen, D. H. (1971) Seed predation by animals. Annual Review of Ecology and Systematics 2: 465-492.
Janzen, D. H. (1972) Association of a rainforest palm and seed-eating beetles in Puerto Rico. Ecology 53: 258-261.
Osunkoya, O. O. (1994) Postdispersal survivorship of north Queesland rainforest seeds and fruits: effects of forest, habitat and species. Australian Journal of Ecology 19: 52-64.
Pizo, M. A. & E. M. Vieira (2000) A predação de sementes do palmiteiro (*Euterpe edulis* – Arecaceae). Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação. Vitória – ES. Pp. 197-204.
Reitz, R. (1974) Palmeiras. *In*: Flora ilustrada catarinense (R. Reitz, ed.). Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí.
von Allmen, C. (2002) Predação de sementes de uma população de *Euterpe edulis* Martius em um trecho de Floresta Atlântica na região de Sete Barras, SP. Dissertação de Mestrado, UNESP – Rio Claro, SP. 59pp.
(Agradecimentos:
Agradeço aos alunos e professores do II Curso Latino-Americano de Frugivoria e Dispersão de Sementes pelos momentos compartilhados e pelas valiosas dicas a este trabalho. Em especial, aos alunos Carolina Estrada – por ter me acompanhado na viagem, Renato Miazaki de Toledo, Cleide Rezende, Carolina Cheida, Pablo Guerrero, Ramoci Leuchtemberger, Sandro e ao professor Mauro Galetti - pelo auxílio na coleta de dados. Agradeço à Alexandra S. Pires Fernandez e a Paulo Guimarães Jr. pelas inúmeras correções e sugestões na elaboração do trabalho. Ao professor Danilo Marcondes-Filho pela Assessoria Estatística prestada. E, finalmente, aos meus pais Victor e Nivia, pelas incansáveis horas de torcida por mim e pelo apoio desmedido. A todos parabéns!, o trabalho é tanto meu quanto de vocês!)

Fenologia de espécies zoocóricas utilizadas por grupos de sagüis (*Callithrix jacchus*), num remanerscente de floresta Atlântica no Rio Grande do Norte, Brasil.

Carla Soraia Soares de Castro[a] *e Lidiane Noberto de Medeiros*[b]
[a] *Depto. de Botânica, Ecologia e Zoologia - Universidade Federal do Rio Grande do Norte. carla@cb.ufrn.br.*
[b]*Aluna do curso de graduação em Ciências Biológicas - Universidade Federal do Rio Grande do Norte.*

1. Introdução

A fenologia das plantas diz respeito ao período e a duração de eventos como a floração, a frutificação e a emissão foliar (Newstrom *et al*., 1994), cuja observação sistemática fornece informações sobre o estabelecimento de espécies, o período de crescimento e de reprodução, bem como a disponibilidade de recursos alimentares (Morellato e Leitão-Filho, 1992).

As relações planta-polinizador e planta-dispersor influenciam-se reciprocamente, de forma que a dinâmica da vegetação pode estar ajustada ou relacionada à dinâmica dos consumidores primários (Galetti e Pizo, 1996). Plantas com frutos zoocóricos apresentam características tais como a presença de uma porção comestível, envolvendo a semente e cores atrativas, que estimulam e facilitam seu consumo por animais e, conseqüentemente, a dispersão de suas sementes (Howe e Smallwood, 1982).

Nas florestas tropicais, as espécies zoocóricas são dominantes, uma vez que 50 a 90% das árvores e arbustos podem apresentar a síndrome de dispersão por animais (Fleming, 1979) e, considerando que os primatas representam de 25 a 40% da biomassa de frugívoros em florestas tropicais (Eisenberg e Thorington, 1973), estes se constituem como um dos principais grupos de dispersores. Neste sentido, foi realizado um estudo fenológico das espécies zoocóricas das quais grupos de sagüis (*Callithrix jacchus*) consumiram os seus frutos em um remanescente de floresta Atlântica.

2. Metodologia

O estudo foi realizado no Parque Estadual Dunas do Natal, localizado na parte oriental do Estado do Rio Grande do Norte (5° 48' S – 35° 12' W), na cidade do Natal, capital do Estado. Com uma área total de 1.172 hectares, o Parque Estadual Dunas do Natal é a primeira Unidade de Conservação Ambiental implantada no Rio Grande do Norte através do Decreto Estadual n.7237 de 22/11/1977 (IDEC, 1989), sendo declarado posto avançado da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (Lino *et al*., 1998). A área caracteriza-se pelo clima quente e seco, amenizado pela brisa do litoral. A temperatura média anual é de cerca de 26^0C e a precipitação média anual varia de 800 mm a 1555 mm. Já a umidade relativa atinge a faixa de 80%, apresentando insolação média de 2954 horas/ano. A região apresenta uma estação chuvosa (de março a agosto) e uma estação seca (de setembro a fevereiro), sendo os meses mais chuvosos julho e agosto e os meses mais quentes dezembro, janeiro e fevereiro (IDEC, 1989).

De março de 2001 a março de 2003 foi realizado um levantamento das espécies com frutos zoocóricos utilizadas por dois grupos de sagüis que vivem no Parque Estadual Dunas do Natal, seguido de estudo fenológico. Tais informações foram obtidas através da observação, semanal, do comportamento alimentar dos grupos de sagüis. Durante as observações foram identificados os frutos consumidos, bem como registrados a ingestão das suas sementes e posterior eliminação nas fezes. Os frutos foram coletados e identificados quando possível em nível específico, considerando a sua coloração na época do consumo, período de frutificação e tamanho das suas sementes.

As observações fenológicas foram mensais, registrando-se a presença das fenofases floração, frutificação (frutos maduros), brotamento e queda foliar. Serão apresentados, apenas, os dados da frutificação, uma vez que os frutos foram incluídos na dieta dos grupos de sagüis.

O método aplicado aos dados coletados foi o percentual de intensidade de Fournier (1974). Os valores obtidos através de uma escala intervalar semi-quantitativa de cinco categorias (0 a 4) e intervalo de 25% entre as categorias, estima a percentagem de intensidade da fenofase em cada indivíduo. Mensalmente é calculada a soma dos valores de intensidade obtidos para todos os indivíduos, dividido pelo valor máximo, ou seja, o número de indivíduos multiplicado por 4. O valor obtido é multiplicado por 100 para obtenção do valor percentual.

3. Resultados e Discussão

As espécies utilizadas pelos grupos de sagüis foram cauaçú (Polygonaceae - *Coccoloba cardifolia*), embaúba (Moraceae – *Cecropia peltata*), cumichá (Sapindaceae - *Allophylus puberalus*) e guabiraba-de-flor (Myrtaceae - *Hexaclamys itatiaiae*). Tais espécies apresentaram a circunferência mínima, a altura do peito, maior que 10 cm. O número de indivíduos de cada espécie variou de 3 a 5 indivíduos. Os frutos do cauaçú, do cumichá, da embaúba e da guabiraba-de-flor são do tipo "carnoso indeiscente" e quanto ao número de sementes o cauaçú e o cumichá são descritos como monospérmico (uma semente), enquanto que a embaúba e a guabiraba-de-flor são polispérmicos (várias sementes).

Os sagüis consumiram frutos maduros com sementes de tamanho pequeno, compatível com a sua morfologia bucal. As sementes de cauaçú e de guabiraba-de-flor mediram em média 5,7 mm, as de embaúba 1,6mm e as de cumichá e 5,6 mm. Através das observações fenológicas foi possível descrever o perfil de frutificação dessas espécies. O período de frutificação do cauaçú abrangeu os meses de novembro a março. Tal espécie apresentou as mais elevadas percentagens de frutos em janeiro. Já a embaúba teve o início da sua frutificação em novembro, se estendendo até fevereiro, com picos de frutificação em dezembro e janeiro. O cumichá apresen-

tou um período de frutificação curto, abrangendo os meses de janeiro e fevereiro. Ao contrário deste, a guabiraba-de-flor apresentou frutos de janeiro a maio, sendo registrados picos de frutificação em fevereiro e março.

O percentual de intensidade de Fournier apontou picos de intensidade, demonstrando quando a frutificação ocorreu mais intensamente na população. Este dado é essencial com que diz respeito à dieta do sagüi, pois esse primata é considerado altamente gomívero em função da quantidade de goma incluída na sua dieta, recurso que está disponível o ano inteiro, permitindo a essa espécie viver em áreas pobres em frutos (Stevenson e Rylands, 1988). Apesar disto, o sagüi reduz significativamente o consumo de goma frente à disponibilidade de frutos, como estratégia para aproveitar a abundância de tal item alimentar, uma vez que este se encontra disponível por um curto período (Castro *et al*., 2000). Segundo Bencker e Morellato (2002), o pico de intensidade da fenofase pode estar relacionado a fatores bióticos tais como presença, atividade ou abundância de polinizadores e dispersores, uma vez que existe uma relação direta com abundância do recurso.

A região onde está localizada a área do estudo apresenta estações chuvosa e seca, sendo evidenciado, por meio das observações fenológicas, que algumas espécies zoocóricas apresentaram o início da frutificação nos meses secos se estendendo aos meses chuvosos. Foster (1992) sugere que a época da frutificação das espécies é controlada pelo período que apresenta as condições mais favoráveis para germinação das sementes. Isto pode ser aplicado aos dados obtidos no presente estudo, pois o sagüi se apresentou como um eficiente dispersor de sementes pequenas (Castro, 2002). Considerando que a pós-dispersão, que corresponde à germinação de sementes, estabelecimento de mudas e maturação da árvore, é a fase da dispersão em que o animal tem pouca influência sobre o destino das sementes após dispersá-las distantes da árvore-mãe (Howe e Smallwood, 1982), o período de frutificação descrito para as espécies zoocóricas estudadas apresenta as melhores condições para germinação das sementes.

4. Conclusão

Os resultados do presente estudo demonstram a importância dos dados fenológicos das espécies zoocóricas para a dispersão de sementes pelo sagüi. Os meses em que a fenofase frutificação ocorreu mais intensamente na população correspondem ao período em que há condições favoráveis à germinação, garantindo o sucesso das sementes dispersadas pelo sagüi, contribuindo para aumentar o aporte alimentar de frutos para essa espécie de primata e para outros animais dispersores, bem como influenciando a estrutura e dinâmica vegetal da floresta Atlântica.

(Financiamento: CNPq)

5. Referências Bibliográficas

Bencker, C.S.C.; Morellato, L.P.C. (2002). Comparação de dois métodos de avaliação da fenologia de plantas, sua interpretação e representação. Revista Brasileira de Botânica, 25:269-275.

Castro, C.S.S; Araújo, A.; Alho, C.R.; Dias-Filho, M.M. (2000). Influência da distribuição e disponibilidade de frutos, na dieta e no uso do espaço em sagüis-do-nordeste (*Callithrix jacchus*). In: C. Alonso e A. Langguth (Eds). A Primatologia no Brasil, 7. SBPr, Editora Universitária, João Pessoa-PB, pp 65-80.

Castro, C.S.S. (2002). Técnicas de germinação utilizadas em sementes dispersadas, pelo sagüi (*Callithrix jacchus*), num fragmento de mata Atlântica. In: S.F. Ferrari; V.B. Souza (Orgs). Anais do X Congresso Brasileiro de Primatologia. Sociedade Brasileira de Primatologia. Belém-PA, pp36.

Eisenberg, J.F.; Thorington, R.W. (1973). A preliminary analysis of a neotropical fauna. Biotropica, 5: 150-161.

Fleming, T.H. (1979). Do tropical frugivores compete for food? American Zoologist, 19: 1157-1172.

Foster, R.B. (1992). Ciclo estacional de caída de frutos na la islã de Barro Colorado. In: E.G. Leigh; A.S Rand; D.M. Winsor (Eds). Ecología de un Bosque Tropical. Smithsonian tropical Research Institute, Balboa, pp. 219-241.

Fournier, L.A. (1974). Um método cuantitativo para la medición de características fenológicas em árboles. Turrialba, 24:422-423.

Galetti, M.; Pizo, M.A. (1996). Fruit eating by birds in a forest fragment in Southeastern Brazil. Ararajuba, 4(2): 71-79.

Howe, H.F.; Smallwood, J. (1982). Ecology of seed dispersal. Annual Review of Ecology and Systematic 13: 201-228.

Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte (IDEC). Plano de manejo do Parque Estadual Dunas do Natal. Natal, 1989. 129p.

Lino, C.F.; Allegrini, M.F.; Albuquerque, J.L. (1998). Comitês estaduais da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. In: C.F. Lino; M.F. Allegrini; J.L. Albuquerque (Orgs). Série cadernos da Reserva da Biosfera, Ministério do Meio Ambiente, 40 p.

Morellato, L.P.C.; Leitão-Filho, H.F. (1992). Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: L.P.C. Morellato (Org). História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil. Editora da Unicamp, Campinas-SP, pp.112-140.

Newstron, L.E.; Frankie, G.W.; Baker, H.G. (1994). A new classification for plant phenology based on flowering patterns in Lowland Tropical Rain Forest Trees at La Selva, Costa Rica. Biotropica, 26: 141-159.

Stevenson, M.F.; Rylands, A.B. (1988). The marmosets monkeys, genus *Callithrix*. In: R.A. Mittermeier, A. R. Rylands, A.F. Coimbra-Filho; G.A.B. da Fonseca (Edfs). Ecology and Behavior of Neotropical Primates, 2. World Wildlife Fund, Washington, D.C., pp, 146-162.

Fidelidade floral e características polínicas das plantas relacionadas a *Melipona scutellaris* (Hymenoptera, Apidae, Meliponini)

Carlos Eduardo Pinto da Silva [a] & Clemens Schlindwein [b]
[a] Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rego, s/n, 50670-901 Recife, PE, endereço eletrônico: (edueprontо@yahoo.com.br)
[b] Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rego, s/n, 50670-901 Recife, PE, endereço eletrônico: (schlindw@ufpe.br.)

1. Introdução

Melipona scutellaris (uruçu) é uma espécie endêmica do norte da Mata Atlântica, ocorrendo do sul da Bahia até o Rio Grande do Norte (SCHWARZ 1932). São as abelhas sem ferrão criadas com mais frequência em Pernambuco devido ao seu mel valorizado, apreciado pela população rural por suas propriedades medicinais (NOGUEIRA-NETO 1997). Desta maneira, possui um alto potencial econômico, especialmente para os pequenos produtores. Hoje, esta espécie está quase extinta em habitats naturais podendo ser encontrada quase exclusivamente em meliponários.

A uruçu, como as outras espécies de abelhas sem ferrão, é uma espécie altamente eu-social e polilética, apresentando relações com numerosas espécies de plantas (ROUBIK 1989). Desta maneira, é um polinizador potencial importante para muitas espécies de planta na Mata Atlântica.

Listas de plantas relacionadas a algumas espécies do gênero *Melipona* encontram-se em ENGEL & DINGELMANS-BAKELS (1980), ABSY et al. (1984), GUIBU et al. (1988), RAMALHO et al. (1990) e MARQUES-SOUZA (1995). Entre as plantas registradas encontram-se numerosas espécies com anteras poricidas, polinizadas por vibração. Nas abelhas sem ferrão, apenas abelhas do gênero *Melipona* vibram flores para coletar pólen (BUCHMANN, 1983; GUIBU et al., 1988; ROUBIK 1989).

Diferentes colônias de uruçu mantidas na mesma localidade apresentam padrão de atividade de vôo semelhante e alocam a mesma quantidade relativa de operárias para a coleta de um determinado recurso em um mesmo dia (PIERROT & SCHLINDWEIN 2003). Contudo, não é conhecido se diferentes colônias num mesmo local exploram as mesmas fontes de pólen ou recrutam para espécies de planta diferentes. Os recursos florais relacionados a *M.*

scutellaris em Pernambuco ainda não são conhecidos. Neste estudo perguntamos: Quais as características do pólen coletado por operárias de *M. scutellaris* durante os vôos de coleta? Operárias de uruçu apresentam fidelidade às flores de uma determinada espécie de planta durante o vôo de coleta?

2. Material e Métodos

Local de estudo: O estudo foi realizado no Laboratório de Ecologia Vegetal da UFPE e na granja São Saruê, S 07°49'34", W 34°58'14", 115m de altitude, Igarassu, Pernambuco, numa área de plantações mistas cercada com remanescentes de Mata Atlântica em diferentes estágios de recuperação.

Na área de estudo são mantidos cerca de 300 ninhos de *M. scutellaris* em meliponários. Cinco ninhos fortes, não alimentados artificialmente, que apresentavam fluxo intenso de operárias foram escolhidos para amostragem de pólen nesse estudo.

Amostragem de pólen

A coleta da carga polínica de operárias de *M. scutellaris* foi realizada durante quatro dias, entre 23 de outubro e 20 de dezembro de 2001. Em cada dia de amostragem foram coletadas cargas de operárias dos cinco ninhos. A entrada de cada ninho foi fechada, com um pequeno bastão de madeira, por cinco minutos. Durante este tempo as operárias que voltavam do vôo de forrageio ao ninho foram coletadas com rede entomológica. A carga polínica foi retirada da corbícula e armazenada em tubos Eppendorf, e a abelha foi solta depois.

Preparação e análise polínica

A carga polínica foi misturada com álcool 70%, transferida para gelatina glicerinada corada com fucsina, e depois esta foi colocada em lâmina de microscópio. A gelatina com pólen foi derretida em chama de lamparina de álcool e selada com parafina (LOVEAUX et al. 1978; WITTMANN & SCHLINDWEIN 1995). Foram contados 100 grãos de pólen por preparação para avaliação da fidelidade floral da abelha. Os grãos de pólen foram identificados por comparação com a coleção de referência do Laboratório de Ecologia Vegetal de UFPE e de literatura específica.

3. Resultados

A análise de 197 cargas polínicas de *M. scutellaris* revelou a presença de 30 morfotipos polínicos. Em todas amostras das cargas polínicas, um tipo foi predominante. Em 91%, a carga polínica conteve apenas um tipo polínico, no restante aparece um segundo, ou, raramente, um terceiro tipo adicional.

Os sete tipos de grão de pólen que ocorreram de forma secundária ou terciária em nenhuma outra amostra constituíram o pólen principal. No entanto em nenhum dos casos estes foram presentes com mais de 5% da amostra.

Isso mostra que, durante o vôo de coleta de pólen, as operárias de uruçu não misturaram os recursos polínicos, apresentando fidelidade às flores. As operárias de *M. scutellaris*, desta maneira, apresentam as precondições comportamentais necessárias de polinizadores efetivos.

As operárias de urucu apenas coletaram pólen de tamanho pequeno a médio. Os tipos polínicos tiveram o diâmetro médio de 25µm, com uma variação entre 13 e 45 µm. Em alguns casos o diâmetro do pólen secundário ou terciário excedeu esse tamanho chegando a 150 micrômetros, como foi encontrado numa lâmina que tinha um grão isolado de uma Rubiaceae.

Dos 23 morfotipos predominantes duas se destacaram por aparecerem em maior número: o primeiro é uma palmeira; o segundo é um tipo trizonocolporado, psilado, que não foi identificado. Os dois tipos ocorreram em 13,2% e 12,5% das amostras, respectivamente.

A comparação das cargas polínicas de operárias dos cinco ninhos de uruçu mostrou que no mesmo dia elas procuraram os mesmos recursos polínicos.

Coletas de abelhas de *Melipona scutellaris* em flores realizada, por integrantes da equipe de trabalho, e a revisão bibliográfica sobre recursos florais desta espécie mostraram que espécies de Myrtaceae, Melastomataceae, Caesalpineaceae, Solanaceae, são as principais fontes de pólen e néctar de Melipona. Trata-se principalmente de espécies arbóreas.

4. Conclusão

As operárias de *M. scutellaris* apresentam fidelidade às flores durante o vôo de coleta de pólen. Pólen secundário na carga polínica foi raro e deve vir de fontes de néctar, procurada pela abelha para abastecimento de energia. A fidelidade às flores durante o vôo de coleta de pólen torna a urucu um provável polinizador efetivo de, principalmente, espécies arbóreas da Mata Atlântica. As operárias coletam preferencialmente pólen de tamanho pequeno ou médio. Abelhas de diferentes colônias de uruçu, mantidas no mesmo local compartilham as mesmas fontes de pólen.

5. Referências Bibliográficas

Absy, M. L., Camargo, J. M. F., Kerr, W. E. & Miranda, I. P. A. (1984). Espécies de plantas visitadas por Meliponinae (Hymenoptera: Apidae) para coleta de pólen na região do Médio Amazonas. Rev. Brasil. Biol. 44(2): 227-237.

Buchmann, S. L. 1983. Buzz pollination in angiosperms. In: Jones, C. E. & Little, R. J. (eds.) Handbook of Experimental Polliantion Biology.p. 73-114.

Engel, M. S. & Dingelmans-Bakels, S. F. 1980. Nectar and pollen resources for stingless bees (Meliponinae: Hymenoptera) in Surinam (South America). Apidologie 11: 341-350. ,

Guibu, L. S., Ramalho, M., Kleinert-Giovannini, A. & Imperatriz-Fonseca, V. L. 1988. Exploração de recursos florais por colônias de *Melipona quadrifasciata* (Apídae: Meliponinae). Rev. Brasil. Biol. 48(2): 299-305.

Louveaux, J., Maurizio, A. & Vorwohl, G. 1978. Methods of melissopalynology. Bee World 59 (4): 139-157.

Marques-Souza, A. C., Absy, M. L., Kerr, W. E. & Aguilera Peralta, F. J. 1995. Pólen coletado por duas espécies de meliponíneos (Hymenoptera: Apidae) da Amazônia. Rev. Bras. Biol. 55(4): 855-864.

Nogueira-Neto, P. 1997. A criação de abelhas indígenas sem ferrão (Meliponinae). Ed. Nogueirapis, São Paulo. 446p.

Pierrot, L. M. & Schlindwein, C. 2003.Variation in daily flight activity and foraging patterns in colonies of uruçu (*Melipona scutellaris*, Apidae, Meliponini). Revta bras. Zool. (no prelo).

Ramalho, M., Kleinerti-Giovannini, A. & Imperatriz-Fonseca, V. L. 1990. Important bee plants for stingless bees (Melipona and Trigonini) and africanized honeybees (*Apis mellifera*) in neotropical habitats: a review. Apidologie 21: 469-488.

Roubik, D. W. 1989. Ecology and natural history of tropical bees. Cambridge Univ. Press. 514 p.

Schwarz, H. F. 1932. The genus Melipona. The type genus Meliponidae or stingless bees. Bulletin American Museum of Natural history 63: 231-459.

Wittmann, D. & Schlindwein, C. 1995. Melittophilous plants, their pollen and flower visiting bees in Southern Brazil. 1. Loasaceae. Biociências 3 (2): 19-34.

Agradecimentos

Agradecemos ao Doutor Francisco Chagas, à sua esposa Dona Selma, pela oportunidade de trabalhar na Granja São Saruê, e a Leonardo Pierrot pelo apoio em campo.

Análise do modelo de Reflorestamento *vs.* Regeneração natural no Projeto Corredores Florestais de Integração entre os Remanescentes de Mata Atlântica em Suape / Pernambuco.

Carlos Frederico Lins e Silva Brandão [a] ; Luiz Carlos Marangon [b]; Ana Carolina Borges Lins e Silva [c]; Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira [b].
[a] Graduação Bacharelado em Ciências Biológicas, UFRPE (cflsbrandao@bol.com.br) [b] professor, Dr., Departamento de Ciências Florestais, UFRPE [c] Professora, MSc, Departamento de Biologia, UFRPE.

1. Introdução

O processo de degradação da cobertura vegetal tem contribuído para a fragmentação da Floresta Atlântica e redução do tamanho das áreas de vegetação nativa e, conseqüentemente, perda da biodiversidade e extinção das espécies. Isso dificulta o entendi-

mento dos padrões de diversidade e relações florísticas entre os remanescentes (Leitão-filho, 1994 *apud* Ferraz, 2002). No passado, a Mata Atlântica esteve distribuída em uma área superior a 1,3 milhão de km², em 17 Estados brasileiros, ocupando cerca de 15% do território nacional. Hoje está reduzida a menos de 8% desse total, ou cerca de 100 mil km², resultado dos impactos dos diferentes ciclos de exploração econômica desde o início da colonização européia e da alta densidade demográfica em sua área de abrangência (Fundação SOS Mata Atlântica, 2003). Em Pernambuco foram mapeados 1839 fragmentos de Floresta Atlântica de terras baixas, em partes da Zona da Mata do Estado, 50% dos quais com menos de 10 ha e apenas 7% acima de 100 ha (Ranta *et al*.; 1998).

Desde 1998, a Empresa Suape Complexo Portuário Industrial vem implantando o projeto "Corredores Ecológicos de Integração dos Remanescentes de Mata Atlântica" que constitui na implantação e manutenção de quatro Corredores Florestais, para compensar a supressão de vegetação de 128,7 ha de mangue na área do porto, permitindo que haja a união de fragmentos de Floresta Atlântica e com isso a troca gênica entre as populações tanto da fauna como da flora, aumentando a biodiversidade do local.

Neste trabalho pretendeu-se observar as condições de desenvolvimento das dez espécies do plantio e da regeneração natural assim como compará-las e classificá-las de acordo com sua categoria sucessional.

2. Material e métodos

2.1 - Localização, clima e caracterização da área

A área de estudo está localizada na Zona da Mata Sul de Pernambuco, no município do Cabo de Santo Agostinho, próxima à Mata da Boa Vista, localizada ao longo da rodovia PE-28 (sentido Gaibú), após a entrada do Tronco Distribuidor Rodoviário Norte de Suape, à esquerda, a cerca de 2 km no lado oposto da Mata do Zumbi (município de Cabo de Santo Agostinho) (Alves, 1998). Faz parte do Corredor Florestal 3, que se divide em dois talhões, um com 37,34 ha onde foi realizado o projeto e outro talhão com 15,87 ha. Neste corredor, foram plantadas mais de 177 mil mudas de espécies do Bioma Mata Atlântica. O clima da região está classificado com As', conforme classificação de Köppen, com chuvas frontológicas e orográficas (Siqueira, 1997). As precipitações médias anuais coletadas no município do Cabo de Santo Agostinho, no período de 1991 a 2002, ficaram em torno de 2.115,5 mm. A temperatura varia entre 23 e 28ºC.

No Corredor Florestal 3, podemos encontrar uma vegetação bastante antropizada por causa da presença de sítios, que foram indenizados para ocorrer à implantação e o plantio das espécies no corredor. Em outras áreas, encontra-se uma vegetação natural remanescente (matas), já mencionada como sendo a Mata da Boa Vista, possuindo uma Formação florestal subcaducifolia esclerófila litorânea, uma vez que apresenta elementos indicadores do ecossistema Restinga, tanto ao nível de vegetação quanto ao solo e localização geográfica (Alves, 1998). Outras áreas do Corredor se apresentam em processo de reconstituição (capoeiras).

2.2 - Metodologia

Durante nove meses, realizando medições a cada três meses, foi feita a análise do modelo de reflorestamento com plantio aleatório. Foram escolhidas as dez espécies mais plantadas no Corredor Florestal 3: *Pithecellobium saman* Benth, *Pachira aquatica* Aubl, *Tapirira guianensis* Aubl, *Xylopia frutescens* Aubl, *Inga bahiensis* Benth, *Balizia pedicellaris* (DC.) Barneby & J.W. Grimes, *Licania tomentosa* Benth, *Caesalpinia echinata* Lam, *Schefflera morototoni* (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin e *Parkia pendula* (Willd.) Benth. Ex Walp. Para cada espécie foram escolhidos em campo 20 indivíduos, totalizando 200 indivíduos, identificados com uma placa de PVC.

Para análise da regeneração natural, foi feita, com GPS, a marcação de cinco transectos com comprimento de 120 metros, colocados em pontos distintos do corredor. Todos os indivíduos de espécies arbóreas encontradas foram identificados com placas de PVC, medidos a cada três meses, para avaliar a ocorrência de regeneração natural da área. As espécies sem identificação no campo foram coletadas, secas em estufa a 50ºC por 48 horas para posterior identificação no herbário PEUFR da UFRPE.

As espécies selecionadas no Viveiro Florestal e as espécies encontradas nos transectos foram classificadas de acordo com seu grupo sucessional, através de pesquisa bibliográfica, com os trabalhos de Leitão Filho (1993), Gandolfi (1991), Lorenzi (1998), Gama *et al* (2002) e Souza *et al* (2002) ou com a ajuda de um questionário empregado aos funcionários responsáveis pela coleta de sementes e plântulas no projeto. As espécies foram classificadas, tomando como base os trabalhos de Budowski (1966), e Denslow (1980) e modificado por Kageyama (2001), em Pioneira, Secundária Inicial, Secundária Tardia e Climácica.

Para as análises estatísticas, as espécies foram divididas em dois grupos, descritas por Budowski modificadas por Kageyama e Gandara (2001), em pioneiras ou sombreadoras, incluindo as pioneiras e secundárias iniciais e as não pioneiras ou sombreadas, que são as secundárias tardias e climácicas. Os métodos utilizados foram a da regeneração natural e a do plantio. O programa SAS system foi utilizado na análise da variância, no nível de 5 % de probabilidade, considerando o arranjo fatorial dos grupos e métodos de regeneração como tratamentos, realizado conforme o delineamento inteiramente casualizado. Com isso se espera testar a hipótese de que o modelo de reflorestamento com plantio de espécies ao acaso é eficiente para uma recuperação florestal mais rápida que a regeneração natural da floresta.

3. Resultados e discussão

3.1. Plantio

Das dez espécies escolhidas no plantio, não houve nenhuma com característica de Pioneira. Oito espécies apresentaram características de Secundária Inicial (Pithecellobium saman, Pachira aquatica, Tapirira guianensis, Xylopia frutescens, Inga bahiensis, Balizia pedicellaris, Licania tomentosa e Schefflera morototoni) e apenas duas classificadas como Secundária Tardia (Caesalpinia echinata e Parkia pendula). A pouca utilização de espécies pioneiras pode atrasar o desenvolvimento do projeto, pois, segundo Kageyama e Gandara (2001), a utilização das mesmas nos reflorestamentos cria condições de sombreamento para as espécies posteriores de sucessão. Essa prática vem sendo utilizada com sucesso em vários projetos de reflorestamento. Também segundo Almeida (2000), o uso de espécies pioneiras é considerado como a chave para o processo de recuperação, pois estas espécies são responsáveis pelo arranque inicial, rápido recobrimento do solo e criação das condições necessárias para as outras espécies se estabelecerem. Portanto, uma boa escolha de espécies pioneiras, baseada nas observações regionais, é ponto básico para o sucesso de um projeto de recomposição.

3.2. Regeneração Natural

Nos transectos, foram registradas 19 espécies, totalizando 50 indivíduos, de: *Miconia* sp., *Ficus* sp., *Jacaranda* sp., *Pogonophora schomburgkiana* Miers ex Benth, *Elaeis guineensis* Jacq, *Cecropia palmata* Willd, *Eschweilera ovata* (Cambess.) Miers., *Richeria grandis* Vahl., *Genipa americana* L., *Vismia guianensis* (Aubl.) Pers, *Ocotea* sp., *Cupania* sp., *Paypayrola blanchetiana* Tul., *Byrsonima sericea* DC. Vel aff., *Myrcia* sp., *Aegiphyla pernambucensis* Steud, *Schefflera morototoni* (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin, *Brosimum discolor* Schott e *Pera ferruginea* (Schott) Müll. Arg.

Com relação à categoria sucessional, das 19 espécies encontradas, 11 apresentaram características de secundária inicial (*Ficus* sp., *Jacaranda* sp., *Pogonophora schomburgkiana*, *Elaeis guineensis*, *Richeria grandis*l, *Ocotea* sp., *Cupania* sp., *Paypayrola blanchetiana*, *Myrcia* sp., *Schefflera morototoni e Pera ferruginea*), cinco com características de pioneiras (*Miconia* sp., *Cecropia palmata*, *Vismia guianensis*, *Byrsonima sericea* e *Aegiphyla pernambucensis*.) e uma com características de secundária tardia (*Brosimum discolor)*, e duas espécies com características intermediárias: *Eschweilera ovata* e a *Genipa americana* com características entre secundária inicial e tardia. Com relação ao número de indivíduos, as espécies pioneiras apresentaram 28, as secundárias iniciais 18, as tardias apenas uma e as intermediárias apresentaram três indivíduos. Apesar de haver

maior número de espécies com características de secundária inicial, o maior número de indivíduos apresentou características de pioneiras, mostrando que a área em questão está em estágio inicial de sucessão. Segundo Carvalho *apud* Gama *et al* (2002), o estudo da regeneração natural permite a realização de previsões sobre o comportamento e desenvolvimento futuro da floresta, pois fornece a relação e a quantidade de espécies que constituem o seu estoque, bem como suas dimensões e distribuição na área. Além disso, através deste estudo podem ser obtidas informações sobre autoecologia, estádio sucessional, efeitos da exploração florestal, entre outras informações importantes.

3.3. Análise dos Levantamentos

Para primeira medição foi verificada a não significância ($p > 0,05$) do efeito de tratamentos, ou seja, as combinações dos métodos e dos grupos não influenciaram o crescimento em altura das espécies estudadas. O mesmo comportamento foi observado nas outras duas medições, o que implica afirmar que até o presente momento, a combinação dos métodos e as espécies utilizadas não diferem entre si ($P> 0,05$), ou seja, que os métodos de reflorestamento e da regeneração natural combinada com os grupos são semelhantes quanto ao crescimento em altura.

4. Conclusão

A análise estatística dos dados revelou que tanto as espécies presentes na regeneração natural quanto as presentes no plantio são semelhantes quanto ao seu desenvolvimento, portanto a hipótese de que o modelo de reflorestamento com plantio aleatório é eficiente para uma recuperação florestal mais rápida que a regeneração natural da floresta pode ser, com relação aos dados, rejeitada. Porém a implantação de mais de cem mil indivíduos de espécies arbóreas nesta área, apesar de conter poucas espécies pioneiras, além da indenização e retirada dos sítios no local poderá contribuir no futuro para um desenvolvimento mais acentuado da recuperação florestal pretendida.

Com apenas dois anos de implantação do projeto e retirada dos sítios que antes usavam a área para a lavoura branca e o plantio de frutíferas, a regeneração natural apresentou grande quantidade de espécies com característica de secundária inicial, mostrando que a área já se encontra em processo de sucessão.

5. Referências Bibliográficas

Almeida, D.S. *Recuperação Ambiental da Mata Atlântica*. Ilhéus: Editus, 2000.

Alves, M. Aspectos Florísticos do estrato arbustivo-herbáceo de trechos de mata nativa na área de atuação do Complexo Industrial – Portuário de Suape, nos municípios de Cabo de Santo Agostinho e Ipojuca, Pernambuco. *Estudo Florístico e Fitossociológico da matas remanescentes do Complexo industrial – Portuário de Suape*. SUAPE / FADE, 1998.

Ferraz, E.M.N. "Panorama da Floresta Atlântica no Estado de Pernambuco". In: *Biodiversidade, conservação e Uso Sustentável da Flora do Brasil*. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2002. P. 23-27.

Fundação SOS Mata Atlântica, Disponível na Internet http://www.sosmatatlantica.org.br capturado em 15 de abril de 2003. Online.

Gama, J.R.V.; Botelho, S.A.; Bentes-Gama, M.M. *Composição Florística e Estrutura da Regeneração natural de Floresta Secundária de Várzea Baixa no Estuário Amazônico*. Revista Árvore, Viçosa-MG, v.26, n.5, p.559-566, 2002.

Gandolfi, S. *Estudo Florístico e Fitossociológico de uma Floresta Residual na área do Aeroporto Internacional de São Paulo. Município de Guarulhos*. SP. (Tese de Doutorado). 1991.

Kageyama, P.Y.; Gandara, F.B. Recuperação de Áreas Ciliares. In: *Matas Ciliares*: Conservação e Recuperação. São Paulo: Ed. Universitária da USP. 2000. P. 249-269.

Leitão-Filho, H.F. (org.) *Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão, Campinas*. Editora da Unesp e Editora da Unicamp, 191p.1993.

Lorenzi, H. *Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Nova Odessa: Plantarum, v.1 e 2, 1998, 736p.

Ranta, P.; Blom, T.; Niemelã, J.; Joensuu, E.; Siitonen, M. The fragmented Atlantic rain Forest of Brazil: Size, Shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 7, 1998. P. 385-403.

Siqueira, D.R. *Estudo Florístico de um trecho da Mata do Zumbi, Cabo de Santo Agostinho, Pernambuco*. Dissertação (Mestrado em Botânica). Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 1997.

Souza, A.L.; Schettino, S.; Jesus, R.M.; Vale, A.B. *Dinâmica da Regeneração Natural em uma Floresta Ombrófila Densa Secundária, após corte de cipós, Reserva Natural da Companhia Vale do Rio Doce S.A., Estado do Espírito Santo, Brasil*. Revista Árvore, Viçosa-MG, v.26, n.4, p.411-419, 2002.

Efeitos do manejo na diversidade genética de populações de *Tabebuia cassinoides* Lam (DC), em Floresta Ombrófila Densa, na região do Vale do Ribeira, SP.

Cavallari Neto, M [a]; Sebbenn A.M. [b]; Seoane, C. E.S. [c]; Kageyama, P.Y [c].
[a] (mcavallaneto@hotmail.com) Mestrando no PPG em Recursos Florestais. ESALQ-USP; [b] Instituto Florestal-SP, C. postal 339, 13400-970, Piracicaba, SP; [c] LARGEA, Departamento de Ciências Florestais, ESALQ-USP.

1 Introdução

A caixeta ou *Tabebuia cassinoides* (Lam) DC (Bignoneaceae) é caracterizada como sendo uma espécie exclusiva da Floresta Ombrófila Densa (Floresta Pluvial Atlântica), nas formações Terras Baixas e Baixo-Montana. Distribui-se entre as latitudes 8^0 S (PE) a 26^0 S (SC), na faixa litorânea brasileira que vai dos Estados de Santa Catarina a Pernambuco, ocorrendo em terrenos permanentemente alagados ou encharcados, formando em alguns locais agrupamentos densos e às vezes quase homogêneos. A caixeta é uma espécie arbórea pioneira, geralmente de pequeno porte, com 3 m a 13 m de altura e 10 cm a 30 cm de DAP, que raramente atinge mais de 20 m de altura ou mais de 50 cm a 100 cm de DAP. Sua freqüência é irregular e descontínua, uma vez que tem ocorrência localizada restrita aos locais brejosos próximos ao litoral, ocupando nestas formações o extrato superior e intermediário. Possui como característica particular uma intensa brotação após o corte, podendo ser manejada pelo sistema de talhadia. A espécie foi intensamente explorada no passado, sendo utilizada como matéria prima há mais de 50 anos, para a confecção de artesanatos, lápis, tamanco e instrumentos musicais, devido à leveza e maleabilidade da madeira (Carvalho, 1994).

No manejo de populações naturais deve-se considerar a constituição genotípica dos indivíduos, na qual é responsável pelas diferenças em produtividade, adaptação e reprodução entre indivíduos da espécie. No entanto, apesar da grande importância dos fatores genéticos para a exploração sustentada de uma espécie, tal componente tem sido subjugado nos planos de manejo em florestas naturais tropicais, fazendo com que muitas populações da espécie fossem levadas à extinção (Sebbenn *et al*., 2000).

O manejo atual tem acarretado uma redução drástica do tamanho das populações, o que pode ter como conseqüência a deriva genética, caracterizada pela perda e fixação aleatória de alelos, além do aumento do parentesco e da endogamia dentro das populações (Crow & Kimura, 1970; Ellstrand & Elam, 1993). Na realidade, não existem programas de manejo florestal que considerem o componente genético como um dos fatores primordiais para a real efetivação da sustentabilidade (Sebbenn *et al*., 2000).

Objetivou-se com esse trabalho caracterizar a estrutura genética populacional da espécie, bem como comparar os níveis de diversidade genética de uma população natural e de uma população manejada, cuja exploração hoje é aprovada pelo DPRN e pelo IBAMA, através da Resolução SMA 11(São Paulo-1992), localizadas nos municípios de Iguape e Peruíbe, na região do Vale do Ribeira, Estado de São Paulo.

2 Métodos

Para estudar os efeitos do manejo sobre distribuição da diversidade genética entre e dentro de populações de *T. cassinoides*,

foram amostradas em duas populações, sendo uma natural (Parque da Juréia-Itatins) e uma manejada (Fazenda Cindomel), coletando-se amostras de foliares em 60 árvores adultas em cada população. As árvores foram georeferenciadas e seus materiais foliares foram embalados em sacos de plástico, identificados com os números das árvores de origem, acondicionados em ambiente refrigerado e transportados ao Laboratório de Reprodução e Genética de Espécies Arbóreas (LARGEA - ESALQ/USP).

Para a quantificação da diversidade e estrutura genética foi utilizada a técnica de eletroforese de isoenzimas. Os sistemas isoenzimáticos desenvolvidos foram o MDH, 6PGDH, PGM, LAP, SKDH, EST e PGI, na qual os sistemas MDH e PGM apresentaram dois locos e os demais apenas um, resultando em nove locos isoenzimáticos. A diversidade genética intrapopulacional, foi caracterizada pelos índices, porcentagem de locos polimórficos (P), número médio de alelos por locos (*A*), diversidade gênica (H_e), heterozigosidade observada (H_o) e índice de fixação de Wrigth (*f*). A estrutura genética interpopulacional foi caracterizada pelos índices de fixação total das populações (*F*), médio dentro das populações (*f*) e divergência genética entre as populações (q). As análises foram realizadas com auxílio dos programas GDA (Lewis & Zaykin 2000).

3 Resultados e Discussão

Verificou-se que a população natural (Parque da Juréia-Itatins), que teoricamente não sofreu influência antrópica, apresentou dois alelos exclusivos de freqüência alta (> 0,3) e maiores níveis de diversidade genética intrapopulacional, quando comparado com a população submetida ao manejo (Fazenda Cindomel). A porcentagem de locos polimórficos ($\hat{P}$), que é uma medida de diversidade genética entre locos foi de 100% na população da natural e de 89% na população manejada; o número médio de alelos por loco (Â), que é uma medida de riqueza alélica ou de diversidade genética dentro de locos foi de 2,44 para a população natural e de 2,22 para a população manejada; a diversidade gênica observada ($\hat{H}_o$) foi de 0,450 na população natural e de 0,324 na população manejada e a esperada em Equilíbrio de Hardy-Weinberg ($\hat{H}_e$) foi de 0,522 na natural e 0,375 na manejada. O índice de fixação ($\hat{F}$) foi positivo (~ 0,13) em ambas as populações, mas não foi estatisticamente diferente de zero, indicando ausência de endogamia. Estes resultados demonstram claramente as diferençeas entre as duas populações e que a população natural contem maiores níveis de diversidade genética.

A estimativa da divergência genética entre populações, foi alta e estatisticamente diferente de zero ($\hat{\theta}_p$ =0,241; Intervalo a 95%: 0,141 a 0,353) e significativamente diferente de zero. Isto mostra que 24,1% da diversidade genética total estava entre as populações e 75,9% dentro. Este resultado também sugere que o manejo realizado causou alterações na diversidade genética das populações. A causa provável é a deriva genética resultante da exploração a qual a população manejada foi submetida. Em concordância, a estimativa do índice de fixação total das populações foi alto e significativamente diferente de zero ($\hat{F}$ = 0,338; Intervalo a 95%: 0,221 a 0,449). O índice de fixação total é afetado por dois fatores, o sistema de reprodução e a deriva genética. Como este valor foi significativamente diferente de zero, pode-se afirmar que a endogamia no conjunto das populações é fruto do efeito Wanhlund, gerado pelo isolamento reprodutivo das populações combinado com a perda de variação por erro amostral, no caso, resultante do manejo.

4 Conclusão

A população natural apresentou uma maior diversidade genética intrapopulacional, relativamente à população submetida ao manejo, sendo que esse resultado era esperado dado a exclusão de alguns genótipos pelo corte seletivo durante a exploração.

Considerando que a maior parte da diversidade genética encontra-se dentro das populações de *Tabebuia cassinoides*, para reduzir os danos do manejo sobre as populações da espécie, seria necessário conservar *in situ* algumas populações com altos níveis de diversidade genética, servindo como fonte de diversidade para que a espécie siga seu curso evolutivo natural, além de contribuir como populações base para futuros programas de melhoramento genético com a espécie.

5 Referências Bibliográficas

Crow, J.F. & Kimura, M.A. An introduction to population genetics theory. HARPER & ROW, Publishers. 591 p, 1970.

Carvalho, P.E.R. Espécies florestais brasileiras: Recomendações silviculturais, potencialidades e uso de madeira. EMBRAPA-CNPF, Brasília. 1994, 640 p.

Ellstrand, N. & Elam. Population genetic consequences of small population size: Implications for plant Conservation. Annu. Rev. Ecol. Syst. 24:217-241, 1993.

Lewis P.O & Zaykin D. *Genetic Data Analysis: computer program for the analysis of allelic data*. Version 1.0. 2000. http://alleyn.eeb.uconn.edu/gda/2000.

São Paulo (Estado) Leis etc. Resolução SMA 11, de 13 de Abril de 1992: normas para a exploração da caixeta (Tabebuia cassinoides) em regime de rendimento auto-sustentado no Estado de São Paulo. Diário oficial do Estado de São Paulo, 25 de abril 1992. v.102, n.78. Seção 1, p.23.

Sebbenn, A. M.; Seaone, C.E; Kageyama, P.Y. & Vencovsky, R. Efeitos do manejo florestal sobre a estrutura genética de caixeta - *Tabebuia cassinoides*, no Vale do Ribeira, SP. *Scientia Forestalis*, 58: 127-143, 2000.

Testes de efetividade de poleiros artificiais como facilitadores da dispersão de sementes pela avifauna em uma clareira.

Cavassani, André[1]; Gatti, Gustavo[2]; Lorenzetto, Alexandre[3]; Mocochinski, Alan[1]; Putini, Francisco[1]; Scheer, Maurício[1].
[1] Acadêmico do curso de Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná. (andrecavassani@bol.com.br); [2] Engenheiro Florestal, M.Sc., Analista de Projetos da Fundação O Boticário de Proteção à Natureza; [3] Biólogo, pesquisador da Sociedade Fritz Müller de Ciências Naturais.

1. Introdução

A dispersão de sementes por aves tem fundamental importância no processo de regeneração natural de florestas, sendo responsável principalmente por transportar propágulos de diferentes espécies a áreas até mesmo muito distantes de florestas já formadas. Segundo Reis *et al.* (2003), aves e morcegos são os animais mais efetivos na dispersão de sementes, principalmente quando se trata de transporte entre fragmentos de vegetação e, propiciar ambientes para que estes animais possam pousar constitui uma das formas mais eficientes de atrair sementes em áreas degradadas.

O presente estudo faz parte do Projeto "Sucessão" e é realizado na Reserva Natural Salto Morato (S25º10'45" W48º17'48"), em Guaraqueçaba, Paraná. O objetivo do componente "Intervenções Antrópicas" é testar maneiras de intervir no processo de regeneração natural, acelerando a sucessão e combatendo pontos identificados como restritivos ao pleno desenvolvimento do processo de restauração natural.

Nesta parte do estudo foi testada a eficiência de poleiros artificiais em favorecer a vinda de sementes para uma área aberta, trazidas por aves frugívoras. Na tentativa de acelerar a chegada das sementes em clareiras em fase inicial de sucessão secundária, oferecendo um local para pouso. Com o intuito de não trabalhar com materiais de difícil decomposição, foram confeccionados poleiros a partir de bambu e sisal, visando também a replicabilidade da técnica em grandes áreas, visto o baixo custo e a facilidade de confecção destes poleiros.

2. Métodos

Os poleiros foram instalados em uma clareira de aproximadamente 3500m^2, que faz parte de uma área de regeneração natural dominada por *Brachiaria* sp., introduzida durante a bubalinocultura que ocorreu na área e redondezas há 9 anos atrás. A área está margeada por vegetação em estádios sucessionais de capoeira, capoeirão e florestas secundárias. Há também uma pequena estrada margeando um dos lados da clareira. Existem ainda alguns agrupamentos de árvores próximos aos poleiros e poucas árvores baixas isoladas no interior da clareira.

Para testar a eficiência do método, foi quantificado o número de sementes depositadas sobre uma tela (que está alocada em baixo do local de pouso do poleiro) através da contagem de propágulos encontrados nas fezes das aves. As sementes depositadas foram separadas conforme a morfo-espécie. Para comparação, foram estabelecidas telas de controle (testemunha) com dimensões de 1,0m x 1,5m, que não estão debaixo de nenhum poleiro e estão apenas sobre a vegetação, presas e esticadas por estacas de bambu. As sementes de espécies anemocóricas não foram consideradas nas análises. Foram desenvolvidos três modelos diferentes de poleiros para os testes: um em forma de "cavalete" (uma trave apoiada em quatro hastes, duas a duas, fixadas no chão e encontrando-se no topo, formando um "V" invertido, onde foi amarrado sisal às hastes e a trave de 1,2m de comprimento – local de pouso), a tela fica presa nas quatro hastes, a uma determinada altura do chão para que fique por cima da vegetação herbácea (*Brachiaria* sp.), possuindo a dimensão de 1,0m x 1,50m; outro modelo é o "varal" (duas hastes de bambu estaiadas por cordas de sisal, distantes 16,2m entre si, esticando com muita tensão uma corda de sisal – local de pouso), a tela tem 16,2m de comprimento e 1,0m de largura, fica presa nas hastes e é esticada por estacas ao longo de seu comprimento, também foi disposta acima da vegetação herbácea; e o terceiro modelo é uma "antena" (uma haste de bambu enterrada 80cm no chão com uma trave de bambu de 1,2m de comprimento – local de pouso - presa por encaixes e amarração no topo da haste, formando um "T"), a tela de 1,0m x 1,5m possui um orifício no centro por onde passa a haste do poleiro sendo as pontas amarradas por fios de *nylon* presos no chão e no topo da haste, ficando a uma altura superior à vegetação. Os formatos dos poleiros acabaram coincidindo com os recomendados por Reis *et al*. (2003), confirmando, assim, a lógica de atrativo de aves através de poleiros artificiais.

Em todos os modelos a altura do local de pouso é de 3m. Cabe ressaltar que as telas serviram exclusivamente para a execução do experimento, com a função de coletar os propágulos dispersos. Quando forem replicados em outras áreas, com finalidade de enriquecimento do banco de sementes, obviamente não será instalada nenhuma tela, fazendo com que as fezes com propágulos cheguem ao solo.

Os poleiros foram dispostos sistematicamente na área, onde foram estabelecidas linhas no sentido Norte-Sul e sobre elas foram alocados os poleiros de 10 em 10 metros de distância. Por motivos operacionais, comprovou-se que o modelo "cavalete" não funcionaria, pois apresentou muita dificuldade de instalação, comprometendo a questão da praticidade e consequentemente a aplicabilidade do método. Assim, esse tratamento foi descartado nas primeiras horas de instalação e o experimento seguiu apenas com os tratamentos dos poleiros "varais", "antenas" e testemunhas. Totalizaram um número de 27 poleiros "antena", 2 "varais" (com 32,4m de comprimento total de local de pouso, resultado da multiplicação do comprimento do local de pouso dos poleiros "antena" pelo número de poleiros [1,2 x 27 = 32,4] que foi dividido em dois varais) e 18 testemunhas, dispostas também nas linhas, entre os poleiros.

A instalação do experimento ocorreu em 2/11/02, prevendo coletas mensais (a cada 28 dias) até totalizar um ano, já tendo alcançado o total de 8 coletas (a última em 15/06/03). Neste período, foram realizadas pequenas manutenções nas estruturas dos poleiros. Além das coletas, também foram feitas observações das aves que freqüentam a clareira e os poleiros.

Para análise estatística, efetuaram-se testes de comparações entre os tratamentos (poleiros e testemunhas). Para uma análise mais aprofundada a respeito de proximidades com as florestas de bordadura, os poleiros foram subdivididos em duas classes: uma que se encontra mais próxima à borda e outra que se encontra mais distante à borda, com o objetivo de testar se há diferenças significativas entre as deposições de propágulos nestas classes. Para melhor entendimento, também foi medida a distância da árvore mais próxima de cada poleiro.

3. Resultados

Nos primeiros 2 meses do experimento, pôde-se detectar um problema com o poleiro "varal". O modelo não parava em pé e depois de várias observações verificou-se que com bambu e sisal seria muito difícil conseguir com que este modelo seja eficiente, pois o sisal possui uma higroscopicidade muito alta. Sempre que se montava o varal na chuva ou tempo úmido e depois o tempo melhorava com sol forte e tempo seco o sisal se contraía e arrancava os estais dos bambus. A situação inversa também se mostrou problemática, ou seja, ao se montar o varal em tempo seco, com sol, ao ocorrer a primeira chuva, o sisal molhado se alongava (dilatava) e a corda encostava no chão, causando a queda das hastes de bambu, pois dependiam da corda estar esticada para sua firmeza. Visto esta inviabilidade prática deste modelo de poleiro, o experimento seguiu apenas com os poleiros "antena" e as testemunhas.

Os poleiros "antena" se mostraram extremamente práticos na montagem e instalação, além de estarem sendo freqüentemente visitados pela avifauna. Em oito meses de coletas teve-se um total de 8003 sementes (*Er* = 637,1%, *P*=95%) depositadas nos 27 poleiros (sementes de frutos ornitocóricos), com uma média de 37 sementes (*Er* = 637,1%, *P*=95%), por poleiro, por mês.

As coletas apresentaram 9 espécies de plantas diferentes, identificadas segundo Lorenzi (1998) e comparadas com os resultados encontrados por Gatti (2000): *Cecropia pachystachya* (CECROPIACEAE); *Myrsine coriacea* (MYRSINACEAE); *Hyeronima alchorneoides* (EUPHORBIACEAE); *Psidium guajava* (MYRTACEAE); cf. *Talauma ovata* (MAGNOLIACEAE); *Citharexylum myrianthum* (VERBENACEAE); *Alchornea triplinervia* (EUPHORBIACEAE); Não Identificada NI01; Não Identificada NI02. Dentre as espécies identificadas até o momento, todas são indivíduos arbóreos. As testemunhas tiveram um total de 33 sementes depositadas em 8 coletas, com 3 espécies diferentes: *C. pachystachya*, *M. coriacea* e NI02.

A espécie mais encontrada nos poleiros foi *C. pachystachya* com 5903 sementes (73,76%), seguido por: *M. coriacea* com 1661 sementes (20,75%); NI02 com 239 sementes (2,99%); *H. alchorneoides* com 125 sementes (2,44%); *P. guajava* com 37 sementes (0,46%); *T. ovata* com 24 sementes (0,30%); *C. myrianthum* com 10 sementes (0,12%); *A. triplinervia* com 3 sementes (0,04%) e NI01 com 1 semente (0,01%).

A primeira coleta (30/11/02),com 7,56% do total de sementes depositadas nas 8 coletas, mostrou 605 sementes nos poleiros, onde 83,97% foi de *M. coriacea* e 16,03% de *C. pachystachya*; e 11 sementes nas testemunhas, todas eram de *C. pachystachya*. A segunda coleta (29/12/02), com 34,86% da deposição total, apresentou 2790 sementes nos poleiros, onde 69,78% foi de *C. pachystachya*, 28,89% de *M. coriacea*, 1,29% de *P. guajava*, 0,04% de NI01; 2 sementes nas testemunhas, uma de *C. pachystachya*, outra de *M. coriacea*.

A terceira coleta (26/01/03), com 11,76% da deposição total, teve 941 sementes nos poleiros, onde 62,70% foi de *C. pachystachya*, 31,67% de *M. coriacea*, 5,21% de NI02, 0,32% de *A. triplinervia* e 0,11% de *P. guajava*; as testemunhas tiveram 3 sementes, todas de *C. pachystachya*. A quarta coleta (23/02/02), com 7,57% da deposição total, demonstrou 606 sementes nos poleiros, onde 88,61% foi de *C. pachystachya*, 6,93% de *M. coriacea*, 3,80% de NI02 e 0,66% de *C. myrianthum*; encontrou-se 17 sementes nas testemunhas, 14 de *C. pachystachya* e 3 de NI02.

A quinta coleta (23/03/03), com 18,51% da deposição total, mostrou 1481 sementes nos poleiros, onde 90,68% foi de *C. pachystachya*, 4,39% de NI02, 4,39% de *H. alchorneoides*, 0,41% de

C. myrianthum e 0,14% de *M. coriacea*; as testemunhas não apresentaram nenhuma semente. A sexta coleta (20/04/03), com 6,82% da deposição total, apresentou 546 sementes nos poleiros, onde 80,40% foi de *C. pachystachya*, 10,81% de *H. alchorneoides*, 8,24% de NI02 e 0,55% de *M. coriacea*; as testemunhas não apresentaram nenhuma semente.

A sétima coleta (18/05/03), com 1,82% da deposição total, teve 146 sementes nos poleiros, onde 65,07% foi de *C. pachystachya*, 32,88 de NI02, 1,37% de *M. coriacea* e 0,68% de *H. alchorneoides*; as testemunhas não apresentaram sementes. A oitava coleta (15/06/03), com 11,10% da deposição total, demonstrou 888 sementes nos poleiros, onde 96,28% foi de *C. pachystachya*, 2,70% de *T. ovata* e 1,01% de NI02; as testemunhas não apresentaram sementes.

Os testes estatísticos de comparação entre os tratamentos de poleiros "antena" e testemunhas, após ajuste dos dados (pois não apresentaram homogeneidade das variâncias) apresentaram significância ao nível de 1% de probabilidade, comprovando a eficiência do método em favorecer a vinda de propágulos. Os testes de comparação entre as classes (próximo e distante à borda), por estratificação, também apresentaram significância ao nível de 1% ($p < 3,95E-06$). Outro dado coletado foi a distância da árvore mais próxima a cada poleiro e o teste de comparação entre as classes para determinar se realmente as árvores próximas aos poleiros interferem nos dados, apresentou significância ao nível de 5% ($p < 0,0261$).

Algumas das aves mais observadas visitando os poleiros foram: *Chiroxiphia caudata, Dacnys cayana, Megarhynchus pitangua, Pitangus sulphuratus, Progne chalibea, Ranphocelus bresilius, Sicalis flaveola, Tachyphonus coronatus, Tangara cyanocephala, Tangara peruviana, Tangara seledon, Tersina viridis, Turdus rufiventris* e *Tyrannus melancholicus.*

4. Conclusões

Os resultados mostram que o modelo de poleiro mais eficiente entre os testados foi o tipo "antena" e quando comparado tanto visualmente quanto pelos testes estatísticos, apresentou grande eficiência em favorecer a chegada de propágulos para áreas abertas através da avifauna frugívora. Os outros modelos se mostraram inviáveis quanto à facilidade de instalação e manutenção a curto prazo. Os testes estatísticos também mostraram que, segundo a condição da clareira estudada, quanto maior a distância de vôo que a ave tem que percorrer, mais eficiente se torna um poleiro no meio de uma clareira, quando não se tem árvores muito próximas. Entretanto, não foi testada a distância máxima na qual o poleiro artificial ainda seja eficiente em outras situações, principalmente de clareiras maiores.

Este experimento, com a configuração de poleiros tipo "antena", distantes 10 x 10 metros, mostrou que aplicado a grandes áreas, pode trazer para clareiras uma quantidade de 2858 sementes (*Er* = 637,1%, *P*=95%) por hectare em um mês, de várias espécies diferentes, desde que hajam florestas ou capoeiras nas proximidades e diversidade de aves. Considerando por enquanto apenas 8 meses de coletas e observações.

Portanto, poleiros artificiais são capazes de auxiliar com grande eficiência o processo de restauração ambiental, simulando muito bem o processo de regeneração natural. Resta testar ainda novas configurações de espaçamento, além de testar se os propágulos encontrados nas fezes das aves que visitam os poleiros irão evoluir para plântulas e mudas, enraizar-se no solo e desenvolver-se no meio das clareiras. (O Projeto Sucessão é patrocinado pela Fundação O Boticário de Proteção a Natureza e apoiado pela Sociedade Fritz Müller de Ciências Naturais. Os integrantes da equipe agradecem a todos os colaboradores, principalmente os estudantes de Eng. Florestal da UFPR).

5. Referências Bibliograficas

Gatti, G. A. (2000). Composição florística, fenologia e estrutura da vegetação de uma área em restauração ambiental, Guaraqueçaba, PR. Curitiba. 114 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal do Paraná.

Lorenzi, H. (1998). Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 2ª edição, Nova Odessa, SP. Editora Plantarum.

Reis, A.; Bechara, F. C.; de Espíndola, M. B.; Vieira, N. K.; de Souza, L. L. (2003). Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. Natureza e Conservação 1 (1):28-36

Diversidade de fungos lignocelulolíticos poliporóides (*Basidiomycetes*) em fragmentos de Floresta Atlântica de Santa Catarina

Claudia Groposo[a] , Elisandro Ricardo Drechsler-Santos[a] & Clarice Loguercio-Leite[b]

[a]Mestrandos em Biologia Vegetal Universidade Federal de Santa Catarina (calitagr@hotmail.com) [b]Professora Departamento de Botânica Universidade Federal de Santa Catarina.

1.Introdução

A madeira em decomposição é um importante componente dos ecossistemas florestais. Ela reduz a erosão, aumenta a matéria orgânica no solo, e serve como uma reserva de nutrientes e água. As árvores mortas são particularmente importantes nos trópicos porque elas representam um *pool* de carbono potencialmente grande (Lindblad, 2001).

A taxa de decomposição da madeira não pode ser entendida sem as informações referentes aos organismos saprotróficos envolvidos. Entre esses organismos estão os fungos lignocelulolíticos que contribuem substancialmente nessa decomposição, que vêm sendo estudados extensivamente nas regiões temperadas. Contudo, nos trópicos as pesquisas ainda são incipientes (Renvall *et al.*, 1991). Também não se têm muitos dados quantitativos sobre os efeitos da silvicultura nesses fungos (Renvall, 1995). Mas, sabe-se que a silvicultura moderna erradica todos os troncos caídos da floresta e com isso retira o substrato dos fungos que dependem deles (Sippola & Renvall, 1999) isto, é o o tipo de manejo na disponibilização de madeira interfere no número de decompositores (Lagana *et al.*, 1999).

Depois de morrer e cair uma árvore é invadida por uma variedade de fungos saprotróficos, especialmente *Basidiomycetes*. Essa classe de fungos forma a maioria dos organismos responsáveis pela degradação da madeira (Rayner & Boddy, 1988). As populações e comunidades de fungos que habitam a madeira mudam constantemente no tempo e no espaço. Sua estrutura e desenvolvimento estão baseados na dinâmica entre espécies e indivíduos (Boddy, 1992).Cada estágio no processo de decomposição de um tronco apresenta uma combinação única de decompositores, porém os últimos estágios costumam manter uma combinação de espécies excepcionalmente diversa (Renvall, 1995).

Sabe-se que as espécies fúngicas tropicais podem ser mais generalistas com relação ao hospedeiro, graças à grande diversidade de espécies vegetais e a sua ampla distribuição. Segundo Lindblad (2000), a falta de especificidade é a principal estratégia dos fungos lignocelulolíticos tropicais. Assim, nos trópicos os fungos lignocelulolíticos poliporóides na maioria das vezes são de espécies muito raras, já as espécies mais abundantes são generalistas, tendo sido encontradas em vários hospedeiros de diferentes famílias (Gilbert *et al.*, 2002). Em florestas tropicais de alta diversidade, a especialização de certos fungos a certos hospedeiros pode estar limitada pela baixa disponibilização (abundância) dos mesmos (Gilbert, 2002).

2. Metodologia

A diversidade dos fungos lignocelulolíticos poliporóides (*Basidiomycetes*) do Estado de Santa Catarina, foi analisada a partir da comparação de coletas mensais, de basidiomas, em três áreas. Os dados desses levantamentos levam em consideração a presença ou ausência de uma espécie em um tronco. Portanto, todos os basidiomas ou o conjunto de basidiomas de uma mesma espécie

em um tronco foram contados como uma ocorrência, independente do número de basidiomas.

Das três áreas pesquisadas, duas delas são insulares (Ilha de Santa Catarina), são elas o (1) Morro da Lagoa da Conceição [MLC] (27º10' a 27º50' S e 48º25' a 48º35' W); é o segundo ponto mais elevado da Ilha de Santa Catarina, com 490 m de altitude; trata-se de uma área de Floresta Atlântica, com processo bastante adiantado de regeneração, sendo um dos locais da Ilha onde se encontram os estágios mais avançados da vegetação secundária (Gerber, 1994). A (2) Unidade de Conservação Ambiental Desterro [UCAD] (27º30' a 27º32' S e 48º30' a 48º33' W), tem 491 ha e suas cotas altimétricas variam de 50 a 340 m; a flora local possui remanescentes de Floresta Ombrófila Densa caracterizada basicamente pelas formações herbácea, arbustiva, arbórea (secundária e primária) e rupícola (Gonçalves, 2001). O (3) Parque Estadual da Serra do Tabuleiro [PEST], localiza-se predominantemente na região continental da Grande Florianópolis (27°42'09" a 28°07'42" S e 48°34'09" a 48°57'13" W) e engloba nove municípios, compreende atualmente 87.405 ha; a cobertura vegetal está representada pela Vegetação Litorânea ou Restinga, e a Vegetação da Floresta Pluvial da Encosta Atlântica, que inicia na Restinga e sobe a Encosta da Serra do Mar (Bitencourt, 1999).

Os dados, referentes a 12 coletas para cada área, para o MLC compreendem o período de 06/93 a 05/94 (Gerber, 1994), para a UCAD o período de 08/97 a 01/98, 03/98 a 06/98 e 08/98 a 09/98 (Gonçalves, 2001), já no PEST ao período de 08/00 a 07/01 (Groposo, 2002). A partir desses dados foram calculados alguns parâmetros ecológicos como: frequência, densidade, coeficiente de similaridade de Sfrensen e índice de diversidade de Simpson (Krebs, 1989).

3. Resultados

Nos períodos de coletas especificados foram identificadas 63 espécies. O PEST teve o número mais alto de espécies, 36, enquanto ocorreram 31 espécies no MLC e 27 na UCAD. O PEST compartilha 16 espécies com o MLC e 12 com a UCAD. Já o MLC compartilha 13 espécies com a UCAD. Somente 11 espécies ocorreram nas três áreas: *Coltricia spathulata*, *Cyclomyces iodinus*, *Ganoderma applanatum*, *G. tornatum*, *Polyporus dictyopus*, *P. tenuiculus*, *Pycnoporus sanguineus*, *Rigidoporus ulmarius*, *Trametes villosa*, *Trichaptum sector* e *Tyromyces leucomallus.* No MLC 45% das espécies foram coletadas uma única vez, na UCAD esse valor foi de 52% e no PEST de 53%.

As espécies encontradas com maior freqüência durante o período amostrado foram: *Cyclomyces iodinus*, *Ganoderma tornatum* e *Phellinus wahlbergii* no MLC; *Phylloporia chrysita*, *Pycnoporus sanguineus* e *Rigidoporus lineatus* na UCAD; e, *Ganoderma applanatum*, *Phellinus gilvus* e *Trichaptum sector* no PEST. Já as espécies que foram coletadas em maior número em relação ao total de ocorrência das espécies (densidade relativa), foram: *Perenniporia stipitata* e *Rigidoporus lineatus* no MLC; *R. lineatus* e *Phylloporia chrysita* na UCAD; e, *Phellinus grenadensis*, *P. gilvus* e *Ganoderma applanatum* no PEST.

A diversidade, baseada no Índice de Simpson, foi de 0,953 para o MLC, 0,940 para a UCAD e 0,965 para o PEST. Comparando os índices de diversidade verificamos que não há diferenças significativas entre eles (Teste *t*), i.e. as três áreas apresentam diversidade equivalente.

O coeficiente de similaridade de Sfrensen foi mais alto entre o MLC e o PEST (48%) e mais baixo entre a UCAD e o PEST (38%). Entre o MLC e a UCAD há uma similaridade de 44%.Constata-se que não há diferença significativa entre esses três valores (Teste *t*).

4. Conclusão

Não houve nenhuma espécie dominante nas três áreas analisadas, coincidindo com os resultados encontrados na Costa Rica, que compartilha 35% das espécies encontradas em Santa Catarina (Lindblad, 2001). A maioria das espécies foi rara, sendo nossos resultados muito próximos aos encontrados por Gilbert *et al.* (2002) no Panamá.

É interessante ressaltar que *Rigidoporus lineatus*, coletada no MLC e na UCAD, foi a espécie mais comum em uma floresta nebular (Lindblad, 2001) da Costa Rica, indicando que esta espécie pode ser capaz de crescer a baixa concentração de O_2, isto levanos a propor que esta espécie deverá também estar presente no PEST em áreas mais altas e úmidas.

Segundo Cooke (1979), as distâncias entre áreas têm pouca ou nenhuma influência sobre os valores de similaridade para fungos. Os resultados obtidos aqui mostram que tanto as áreas insulares, quanto a área continental são muito similares entre si. Com relação à diversidade, Odum (1988) afirma que esta tende a aumentar com o tamanho da área e a diminuir em comunidades que sofrem estresse. Nossos resultados não indicam diferenças significativas, apesar do PEST apresentar uma grande área e a UCAD ter sofrido interferências antrópicas recentes.

Como este estudo foi baseado nas coletas de basidiomas durante um período de 12 meses e, como alguns fungos formam seus basidiomas irregularmente, certamente muitas espécies não chegaram a ser amostradas. Porém, os estudos através da amostragem de basidiomas têm um baixo custo e representam o primeiro passo na exploração dos fungos tropicais (Lindblad, 2001), o que justifica sua aplicação.

5. Referências Bibliográficas

Bitencourt, L. R. (1999). *O uso das séries históricas de fotografias aéreas para o monitoramento fisco-espacial no Parque Estadual da Serra do Tabuleiro – SC*. Florianópolis. Dissertação de Mestrado, Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina.

Boddy, L. (1992). Development and function of fungal communities in decomposing wood. In: Wicklow, D. T.; Carroll, C. G. (Eds.). *The Fungal Community. Its Organization and Role in the Ecossistem*. Marcel Dekker, New York, p. 749-782.

Cooke, W. B. (1979). *The Ecology of Fungi*. USA: CRC Press, cap. 4, p. 25-34.

Gerber, A. L. (1994). *Levantamento ods fungos xilófilos poróides (Aphyllophorales) no Morro da Lagoa da Conceição, Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil*. Trabalho de Conclusão, UFSC.

Gilbert, G.S. (2002). Host specialization among wood-decay polypore fungi in a Caribbean mangrove forest. *Biotropica*, 34(3): 396-404.

Gilbert, G. S.; Ferrer, A.; Carranza, J. (2002). Polypore fungal diversity and host density in a moist tropical forest. *Biodiversity and Conservation*, 11: 947-957.

Gonçalves, G. V. C. (2001). *Biodiversidade de Fungos Poróides sobre Madeira, na Unidade de Conservação Ambiental Desterro (UCAD), Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil*. 97 f. Trabalho de Conclusão, Curso de Ciências Biológicas, UFSC.

Groposo, C. (2002). *Inventário da Biodiversidade da Micota (Basidiomycetes) Lignocelulolítica no Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, Santa Catarina, Brasil*. Trabalho de Conclusão, UFSC.

Krebs, C. J. (1989), *Ecological methodology*. Harper & Row, Publishers, Inc., NY, cap. 9-10, p. 293-370

Lagana, A , Loppi, S. & De Dominicis, V. (1999). Relationship between environmental factors and the proportion of fungal trophic groups in forest ecosystems of the central Mediteranean area. *Forest Ecology and Management*, 124(2-3): 145-151.

Lindblad, I. (2000). Host specificity of some wood-inhabiting fungi in a tropical forest. *Mycologia*, 92(3): 399-405.

Lindblad, I. (2001). Diversity of poroid and some corticoid wood-inhabiting fungi along the rainfall gradient in tropical forests, Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*, 17: 353-369.

Niemelä, T.; Renvall, P.; Penttilä, R. (1995). Interactions of fungi at late stages of wood decomposition. *Ann. Bot. Fennici*, 32: 141-152.

Odum, E. P. (1988). *Ecologia*. Ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 434 p.

Renvall, P. (1995). Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia*, 35: 1-51.

Renvall, P.; Renvall, T.; Niemelä, T. (1991). Basidiomycetes at the timberline in Lapland 2. Na annotated check-list of the polypores

of northeasterns Finland. *Karstenia*, 31: 13-28.
Rayner, A. D. M.; Boddy, L. (1988). *Fungal decomposition of wood: its biology and ecology.* 587 p. John Wiley & Sons, Bath.
Sippola, A. L.; Renvall, P. (1999). Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: a 40-year perspective. *Forest Ecology and Management*, 115: 183-201.

Efeito de borda na produção de serrapilheira em um fragmento de Mata Atlântica no Município de Igarassu, Pernambuco

Clayton José de Melo Souza[a]; Ana Carolina Borges Lins e Silva[b] & Maria Jesus Nogueira Rodal[b]
[a] Graduação, Bacharelado em Ciências Biológicas, Universidade Federal Rural de Pernambuco (cjmelosouza@bol.com.br), [b] Departamento de Biologia, UFRPE

1. Introdução

A Mata Atlântica Brasileira está enquadrada dentro das florestas tropicais que, de acordo com Turner & Collet (1996 *apud* Tanizaki & Moulton, 2000), são conhecidas por serem o ecossistema terrestre mais rico em espécies do mundo. Nos últimos cinco séculos, a ação antrópica fragmentou a Mata Atlântica a tal ponto que, atualmente, restam menos de 6% da sua área original. Plantações de cana-de-açúcar e utilização da madeira foram as principais causas dessa fragmentação. Em virtude dessas ações, a Mata Atlântica teve sua dinâmica alterada devido a grandes áreas de borda nos remanescentes florestais. O efeito de borda, além de exercer influência danosa sobre os organismos que permanecem em fragmentos de florestas (Murcia, 1995), também afeta a manutenção do ecossistema, que depende da capacidade em circular e acumular nutrientes existentes nos diferentes compartimentos (Leitão Filho, 1993).

A serrapilheira é uma camada superficial de solos sob floresta, consistindo de restos de vegetação como folhas, ramos, caules, flores, cascas e frutos, em diferentes estágios de decomposição, bem como restos de animais e material fecal, sendo a principal via de transferência de nutrientes para a sustentação de uma floresta (Leitão-Filho, 1993; Machado, 1999; König et al., 2002). São apresentados aqui os primeiros resultados desta pesquisa, cujo objetivo é avaliar o aporte de serrapilheira em um fragmento de Mata Atlântica sob o efeito de duas bordas diferentes, uma limitada por estrada e a outra por canavial, e a diferentes distâncias da borda, verificando-se dentre as frações componentes da serrapilheira, qual a que retém maior umidade.

2. Metodologia

2.1. Área de Estudo

A área de estudo é um fragmento de Mata Atlântica na Usina São José, localizada no município de Igarassu, PE (7°50'20"S e 35°00'10"W), com área total de 298,78 ha, considerada Reserva Ecológica protegida por Lei (Lei estadual 9989/ 87) e Reserva da Biosfera pelo programa "Man and Biosphere" da UNESCO, sendo protetora do sistema hidrográfico do Rio Botafogo. Apresenta trechos com vegetação densa e grande parte da suas encostas protegidas, onde predominam declividades superiores a 30%. Encontra-se em bom estado de conservação, com 52% de sua área total bem preservada. A forma predominante de uso da terra no entorno é agricultura intensiva da cana de açúcar (SECTMA, 2001). O fragmento florestal é cortado transversalmente por uma estrada com largura aproximada de 10 m, criando bordas ao longo de 2,6 km. O clima na área é tropical quente e úmido (As' de Köppen), com concentração das chuvas entre abril e agosto e precipitação média anual de 2000 mm.

2.2. Coleta e tratamento de dados

Para coleta da serrapilheira, foram demarcados quatro transectos com 100 m cada, sendo dois instalados perpendicularmente a uma estrada que atravessa o fragmento (borda interna) e dois perpendicularmente à borda com canavial (borda externa). Em fevereiro de 2003, foram dispostos em cada transecto, em linha reta, cinco coletores com armação de madeira com 5 cm de altura, área de 0,88m^2 e fundo em tela de náilon de 1 mm de abertura de malha, respeitando-se a distância de vinte metros entre os coletores a partir do limite das bordas. Foi coletado material em um mês seco (início em 18 de fevereiro) e um mês chuvoso (início em 15 de abril), transcorridos 30 dias entre instalação dos coletores e coleta. O material de cada coletor foi recolhido em campo, embalado em sacos plásticos posteriormente vedados e conduzidos ao Laboratório de Ecologia Vegetal da UFRPE, onde foi separado nas frações folhas, galhos, partes reprodutivas (flores, frutos e sementes) e detritos (quando estes ocorriam). Após a separação, o material foi pesado em uma balança analítica de 0,1g de precisão e colocado em estufa à temperatura de 55ºC por um período de 24 horas ou até estabilização do peso seco, para determinação do mesmo. Os valores obtidos foram convertidos para toneladas por hectare (ton/ha) para estimação da produção de serrapilheira total.

Os dados foram preparados em planilhas do MS Excel. Foram consideradas duas condições de borda (interna e externa), com cinco tratamentos (20m, 40m, ..., 100 m da borda), com duas repetições cada, peso úmido e peso seco, para amostra total e por fração. Foram calculadas médias e desvio padrão em cada tratamento, sendo o resultado visualizado em gráficos. Para verificação de diferenças entre as condições de borda e entre tratamentos em cada condição, utilizou-se ANOVA com valores de amostra total peso seco. A diferença na produção de serrapilheira entre o mês seco e úmido foi testada através de teste t, comparando-se as médias de amostra total seca.

3. Resultados e discussão

3.1. Produção de serrapilheira nas duas condições de borda

A deposição da serrapilheira total no mês seco foi 0,98 ton/ha para a borda interna e 0,45 ton/ha para a borda externa, havendo perda de umidade de 58,62% no primeiro caso e de 61,76% no segundo. No mês chuvoso, a deposição da serrapilheira para a borda interna foi 0,50 ton/ha, com perda de água de 69,57%, e 0,51 ton/ha para a borda externa, com perda de 69,36% de umidade. No mês seco, as condições de bordas mostraram significativa diferença entre si quanto a produção da biomassa epígea ($t=2,41$, $p<0,05$), o mesmo não ocorrendo no mês chuvoso ($t=0,51$, $p>0,05$). Louzada *et al* (1995), Martins & Rodrigues (1999) e Brito *et al* (2003), observaram uma maior deposição de serrapilheira durante os meses mais secos, o que também ocorreu nesta pesquisa para a borda interna. Quanto a borda externa, essa diferença não foi significativa.

3.2. Produção de serrapilheira entre tratamentos

Na borda interna, houve uma tendência a diminuição da quantidade de serrapilheira, pelo que informam os gráficos, a medida que as distâncias foram aumentando em relação ao limite da estrada, salvo uma pequena exceção no tratamento 100m no mês chuvoso, que apresentou um aumento em relação aos tratamentos 40m, 60m e 80m. Os valores obtidos das médias dos tratamentos foram: 145,50; 120,86; 72,52; 53,94; 38,85 (valores em g) para 20, 40, 60, 80 e 100m, respectivamente, no mês seco e 83,05; 35,00; 32,55; 23,70; 47,75 g, para os mesmos tratamentos no mês chuvoso.

A borda externa apresentou declínio na quantidade da serrapilheira no mês seco, porém verificou-se novamente a exceção do tratamento 100m. Os valores obtidos das médias dos tratamentos foram: 50,95; 41,95; 30,30; 24,05; 54,20 g. No mês chuvoso, a borda externa mostrou declínio apenas entre os dois primeiros tratamentos (20 e 40m), passando em seguida para um aumento progressivo, sendo registrados os valores 56,20; 26,15; 40,15; 44,00; 59,65 g. A produção de serrapilheira, porém, não foi estatisticamente diferente entre distâncias da borda, nem no mês seco ($p=0,22$), nem no chuvoso ($p=0,21$), em nenhuma das condições, interna ou externa.

É possível que fatores abióticos e a fenologia das espécies constituintes do ambiente influencie na deposição da serrapilheira (Louzada *et al*, 1995), gerando assim uma variação a medida que se penetra na mata. Além disso, a estrutura do componente arbóreo e

sub-bosque na borda também deve exercer influência, principalmente na borda externa, considerando que, no mesmo fragmento, Silva (2002) constatou que há um maior número de indivíduos arbóreos e de sub-bosque nas áreas mais distantes do limite da borda.

3.3. As frações de serrapilheira e retenção de umidade nas diferentes condições de borda

A fração folhas foi a que apresentou maior contribuição para a formação da serrapilheira, estando presente em maior quantidade em quase todas as amostras – com uma única exceção no tratamento de 20m para a borda interna no mês seco, que teve na fração galhos sua maior contribuinte – seguida pelas frações galhos, partes reprodutivas e detritos. Na borda interna, obtivemos nos meses seco e chuvoso média de 47,88g (55,46%) e 35,72g (80,18%), respectivamente, e para a borda externa nas mesmas condições, média de 26,82g (66,55%) e 36,48g (72,60%), respectivamente. A fração galhos veio logo a seguir com médias de 34,95g (40,50%), no mês seco e 7,11g (15,95%) no mês chuvoso na borda interna, e médias de10,46g (26,00%) no mês seco e 8,98g (17,60%) na borda externa. A fração partes reprodutivas apresentou de média para a borda interna 3,49g (4,04%) no mês seco e 1,72g (3,87%) no mês chuvoso, e para a borda externa apresentou de média 2,69g (6,65%) no mês seco e 4,74g (9,40%) no mês chuvoso. A proporção das frações aqui descritas estão de acordo com os descritos por Louzada *et al* (1995), Dias (1995) e Martins & Rodrigues (1999). A fração detritos não ocorreu na borda interna em nenhum dos dois meses, apresentando para a borda externa as médias 1,6g (0,80%) e 0,4g (0,10%) para os meses seco e chuvoso, respectivamente. Todos valores são correspondentes à média do peso seco das amostras. Os valores entre parênteses correspondem a percentagem da fração dentro do total de serrapilheira produzido no ambiente e mês referidos.

Com relação a perda de umidade pelas frações, somando-se os dois meses para a borda interna, tivemos 65,13% de perda de umidade pelo total da fração folhas, 54,40% pela fração galhos e 77,38% pela fração partes reprodutivas. Na borda externa, a perda de umidade foi de 66,31% para fração folhas, 61,36% pela fração galhos, 85,90% pela fração partes reprodutivas e 73,69% pela fração detritos. Em ambos os casos, a fração partes reprodutivas apresentou a maior retenção de água, enquanto que a menor retenção se deu por parte da fração galhos.

4. Conclusões

De acordo com os resultados, pode-se afirmar que a borda interna difere da borda externa com relação à deposição de serrapilheira apenas no mês seco, quando há maior perda de material vegetal na borda interna, e que fatores abióticos exercem influência na produção da mesma, visto que ocorreu um declínio do primeiro tratamento para o segundo nas duas condições. Como não foi definido um limite para extensão das bordas existentes em diversos remanescentes florestais ao redor do planeta, é prematuro afirmar até que distância a borda influencia na produção da serrapilheira nas diferentes situações.

5. Referências Bibliográficas

BRITO, J. V. A. *et al* (2003). *26ª Reunião Nordestina de Botânica:* Produção de serapilheira em fragmentos de mata da Fazenda Alcaparra, Nazaré da Mata – PE. Fortaleza, março. Universidade Federal de Ceará. CD-Rom, v. único. Fortaleza.

DIAS, H. C. T. (1995). *Fenologia de Quatro Espécies Arbóreas e Variação Temporal e Espacial da Produção de Serapilheira em uma Área de Floresta Estacional Semidecídua Montana em Lavras, MG.* 50p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.

KONIG. F. G. *et al*. (2002). *Devolução de nutrientes via serrapilheira em um fragmento de floresta estacional decidual no Município de Santa Maria, RS.* Revista Brasil Florestal, São Paulo, n.74, p.45-52, setembro 2002.

LEITÃO FILHO, H. de F. (1993). *Ecologia da mata atlântica em Cubatão (SP).* ed. UNESP. São Paulo. 134p.

LOUZADA, M.A.F. *et al*. (1995). *Estudo comparativo da produção de serrapilheira em áreas de Mata Atlântica: a floresta secundária "antiga" e uma floresta secundária (capoeira).* In: ESTEVES, F.A. (ed.). Oecologia Brasiliensis. UFRJ, Rio de Janeiro. 616p.

MACHADO, P. L. O. A. (1999). *"Húmus da Terra?" Afinal, o que é e para que serve?* Disponível em <http://www.cnps.embrapa.br/search/pesqs/faqfert2/faqfert2.html > Acesso em:05 mar. 2003.

MARTINS, S. & RODRIGUES, R. (1999). *Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecídua no município de Campinas, SP*. Revista Brasileira de botânica 22: 405-411.

MURCIA, C. (1995). *Edge effects in fragmented forests: implications for conservation*. TREE, v.10, n.2, p 58-62. Fevereiro 2002.

SECTMA (Secretaria de Ciência Tecnologia e Meio Ambiente). (2001). *Diagnóstico das Reservas Ecológicas da Região Metropolitana do Recife.* Recife. 79 p.

SILVA, H. C. H. (2002) *Caracterização fitofisionômica das bordas de um remanescente de Floresta Atlântica na Usina São José, Igarassu - PE.* 26 p. Monografia (Graduação, Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

TANIZAKI, K., MOULTON, T. P. (2000). *A fragmentação da Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro e a perda de biodiversidade.* In: BERGALLO, H.G., C.F.D. ROCHA, M.A.S. ALVES & M.V. SLUYS (orgs.). A fauna ameaçada de extinção do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: UERJ. 166 p.

Dieta do jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) (Geoffroy 1803) em mosaico de eucalipto e mata atlântica na serra de Paranapiacaba – São Paulo, Brasil.

CRISTINA F. DE TÓFOLI[1], FÁBIO ROHE[1] & ELEONORE Z. F. SETZ[2]*

[1] Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP 13506-710

**- cftofoli@yahoo.com.br*

[2] Universidade Estadual de Campinas, Depto. de Zoologia, Campinas, SP 13803

1. Introdução

Os predadores exercem um papel fundamental para a integridade e a diversidade biológica da floresta, sua extinção ou redução populacional pode acarretar um desequilíbrio ecológico, afetando a longo prazo a biodiversidade do ecossistema (Fonseca & Robinson 1990, Terborgh 1991, Terborgh 1992). Comunidades de gatos são raras em florestas neotropicais (Redford 1992) e todas as espécies de felinos estão potencialmente ameaçadas (Crawshaw 1997).

O jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) é um felídeo de médio porte, com uma distribuição ampla, do sul do Texas ao Norte da Argentina. Vive tanto em áreas abertas como em florestas, do semi-árido ao pantanal (Oliveira 1994, Nowell & Jackson 1996, Eisenberg & Redford 1999). Pouco se sabe a respeito da ecologia do jaguarundi. Estudos abordando a dieta do jaguarundi foram realizados no México (Guerrero et al. 2002), na Venezuela (Bisbal 1986; Mondolfi 1986), em Belize (Konecny 1989), na caatinga (Olmos 1993) e no sudeste do Brasil (Manzani & Monteiro-Filho 1989; Facure & Giaretta 1996; Wang 1999).

2. Metodologia

A dieta de uma população de jaguarundi foi estudada através da coleta mensal de amostras fecais e regurgitadas, ao longo de estradas e trilhas, entre novembro de 2000 e novembro de 2001, em 24,66 km^2 de mosaico de Mata Atlântica (10,51 km^2) e reflorestamento de *Eucalyptus saligna* (13,07 km^2) no município de Pilar do Sul, Serra de Paranapiacaba, São Paulo, Brasil.

As amostras coletadas foram lavadas com água em peneira de malha fina (63 mm), em seguida foram separados pêlos, ossos, dentes, garras, escamas, penas e fragmentos de invertebrados para identificação. As amostras de jaguarundi foram identificadas através de comparação da microestrutura dos pêlos contidos nas amostras, decorrentes de sua auto-higiene, com pêlos coletados em museus. Os itens da dieta foram identificados através da comparação do

material encontrado nas amostras com espécimes de museus ou por pesquisador especialista. Mamíferos foram identificados por pêlos (medula) e dentes, aves por patas e répteis por escamas.

O conteúdo das amostras foi expresso em porcentagem de ocorrência (PO) (Maher & Brady 1986). Foram também calculadas a amplitude de nicho alimentar (B) que estima quantitativamente o grau de especialização da espécie (Levins 1969) e sua padronização (Bsta), que permite comparações entre estudos com diferentes táxons de presas e varia de 0 a 1, quanto maior o valor, mais generalista é caracterizada a dieta (Colwell & Futuyma 1971). Para comparação sazonal da dieta foi utilizada a taxa sazonal de ocorrência dos itens (número de ocorrências de cada item, dividido pelo número de amostras encontradas em cada estação), devido à diferença no número de amostras obtidas em cada estação (chuvosa n=8 e seca n= 18).

3. Resultados

Entre as 128 amostras de pequenos felinos, coletadas em 570 km percorridos, foram identificadas 26 amostras fecais e regurgitadas do jaguarundi, média de 2 amostras/mês. A análise indicou o consumo de 19 itens alimentares em um total de 74 ocorrências de presas, de 13 espécies de vertebrados. Todas as amostras continham mamíferos, 62% apresentaram aves, 58% répteis e em 12% das amostras foram encontrados fragmentos de gramíneas.

Pequenos mamíferos predominaram (42% PO; mais de seis espécies), seguidos por aves 21%, répteis 14%, outros mamíferos 3% (duas espécies) e invertebrados 20%. Entre os mamíferos foram registrados marsupiais, representando 12% de PO, da Subfamília Didelphinae 5,5%, e da Tribo Marmosini 6,5%, um tatu-de-rabo-mole (*Cabassous tatouay*) 1,5% e um veado (*Mazama* sp.) 1,5%. Roedores predominaram na dieta (30% PO), foram identificadas presas da Subfamília Sigmodontinae (*Thaptomys nigrita*, *Bruciepattersonius igniventris*, *Oligoryzomys* sp.) 12%, das Famílias Echimyidae 1,5%, e Caviidae 1,5%, roedores não determinados representaram 15% PO. Com relação às aves (21% PO) foram registrados Passeriformes (2,5%), um Tinamídeo (1,5%), um não passeriforme (1,5%) e aves indeterminadas (15,5%). Entre os répteis foram registradas serpentes (12%), Colubridae (8%) e Viperidae (4%), e o lagarto teiú (*Tupinambis* sp.) 1,5%.

A amplitude de nicho alimentar encontrada para o jaguarundi foi 4,8 e a amplitude de nicho alimentar padronizada (Bsta) foi 0,76, indicando uma dieta generalista para a espécie na área de estudo. A taxa sazonal de ocorrência dos itens alimentares apresentou os seguintes valores: invertebrados chuvosa=0,875 e seca=0,44; répteis chuvosa=0,75 e seca=0,222; aves chuvosa=0,625 e seca=0,609; pequenos mamíferos chuvosa=1,125 e seca=1,219; o tatu-de-rabo-mole (*Cabassous tatouay*) e o veado (*Mazama* sp.) foram predados apenas na estação seca.

4. Conclusão

Entre os trabalhos publicados sobre a dieta do jaguarundi até o momento, essa é a maior amostragem para o Brasil e a terceira maior em toda sua área de ocorrência, Belize n=46 (Konecny 1989) e México n=36 (Guerrero et al 2002). A dieta do jaguarundi no presente estudo concentra-se principalmente nos pequenos roedores e nas aves, apresentando maior semelhança em termos de ocorrência com os trabalhos realizados no Espírito Santo (Facure & Giaretta 1996) e no México (Guerrero et al 2002). Apesar dos répteis serem relativamente freqüentes em estudos sobre a dieta do jaguarundi, os lagartos têm maior ocorrência que as serpentes e só haviam sido registrados colubrídeos em dois estudos (Facure & Giaretta 1996, Guerrero et al 2002). Neste estudo as serpentes tiveram maior PO que os lagartos e foi também registrada a predação sobre serpentes da Família Viperidae (jararacas e cascavéis), constituindo um registro inédito para a espécie.

Quanto ao peso médio das presas consumidas, a partir de dados obtidos na literatura (Emmons & Feer 1997, Eisenberg & Redford 1999, Sick 1993), é possível observar o consumo predominante de espécies abaixo de 1 kg. A presença do veado (*Mazama* sp.), mesmo representada apenas por uma ocorrência, constitui um registro interessante, dada a relação de peso entre as duas espécies. Embora não tenha ocorrido em nenhum dos estudos sobre a dieta do jaguarundi previamente publicados, Cabrera & Yeppes (1940) já haviam comentado a predação sobre cervídeos e Guerrero et al (2002) observou o consumo de *Bos taurus*. As presas cuja identificação da espécie ou gênero foi possível apresentam hábitos predominantemente terrestres e diurnos, o que pode ser um reflexo dos hábitos do jaguarundi, principalmente terrestre e diurno (Oliveira 1994, Nowell & Jackson 1996, Eisenberg & Redford 1999).

A taxa sazonal de ocorrência dos itens indicou um consumo consideravelmente maior de invertebrados e répteis na estação chuvosa, roedores e aves também foram mais consumidos nesta estação, entretanto a diferença encontrada foi pequena. Marsupiais foram mais consumidos na seca, assim como tatu-de-rabo-mole e veado. Com relação à amplitude de nicho alimentar padronizada, o presente estudo e o publicado por Bisbal (1986) apresentaram maiores valores (0,76 ambos), caracterizando uma dieta generalista. Nos demais estudos (Mondolfi 1986, Konecny 1989, Guerrero et al 2002) o Bsta variou entre 0,68 e 0,46 (entre os trabalhos com n>10), sugerindo que sua estratégia alimentar pode variar de acordo com o ambiente explorado. Os demais estudos (Manzani & Monteiro-Filho 1989, Olmos 1993, Facure & Giaretta 1996, Wang 1999) têm menos de dez amostras, tornando casual sua composição.

5. Referências Bibliográficas

BISBAL, F. J. 1986. Food habits of some neotropical carnivores in Venezuela (Mammalia, Carnivora). *Mammalia* 50 (3): 329-339.

COLWELL, R. K. & FUTUYMA, D. J. 1971. On the Measurement of Niche Breadth and Overlap. *Ecology* 52 (4): 567-576.

CABRERA, A. & YEPPES, J. 1940. *Mamíferos Sud-Americanos (Vida, Costumbres y Descripción).* Historia Natural Ediar. Compañia Argentina de Editores.

CRAWSHAW JR., P. G. 1997. *Recomendações para um modelo de pesquisa em felídeos neotropicais*. In Valladares-Pádua, C. & Bodmer, R. E. (eds.). MANEJO E CONSERVAÇÃO DE VIDA SILVESTRE NO BRASIL. MCT-CNPq/Sociedade Civil Mamirauá.

EISENBERG, J. F. & REDFORD, K. H. 1999. *Mammals of the Neotropics – The Central Neotropics vol 3*. The University of Chicago press. 609 p.

FACURE, K. G. & GIARETTA A. A. 1996. Food habits of carnivores in a coastal Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Mammalia* 60 (3): 499-502.

FONSECA, G. A. B. & ROBINSON J. 1990. Forest Size and Structure: Competitive and Predatory Effects on Small Mammal Communities. *Biol. Conserv.* 53: 265 – 294.

GUERRERO, S., BADII, M. H., ZALAPA, S. S. & FLORES, A. E. Dieta y nicho de alimentación del coyote, zorra gris, mapache y jaguarundi en un bosque tropical caducifolio de la costa sur del Estado e Jalisco, México. *Acta Zool. Mex. (n.s.)* 86:119-137. 2002.

KONECNY, M. J. 1989. *Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America*. Pp. 243-264 *in* K. H. Redford, J. F. Eisenberg (eds) Advances in neotropical mammology. Sandhill Crane Press, Gainesville.

LEVINS, R. 1969. *Evolution in changing environments*. Princeton University Press, Princeton N.J. 2.ª ed.

MAHER, D. S. & BRADY, J. R. 1986. Food habits of bobcats in Florida. *J. Mammal*. 67(1):133-138.

MANZANI P. R. & MONTEIRO FILHO, E. I. A. 1989. Notes on the food habits of the jaguarundi, *Felis yagouaroundi* (Mammalia: Carnivora). *Mammalia* 53 (4): 659-660.

MONDOLFI E. 1986. *Notes on the biology and status of the small wild cats in Venezuela*. Pp. 125-146 *in* S. D. Miller, D. D. Everet (eds). Cats of the world: biology, conservation and management. Natl. Wildl. Fed., Washington, DC.

NOWELL, K. & JACKSON, P. (eds). 1996. *Status Survey and Conservation Plan Wild Cats*. IUCN/SSC Cat Specialist Group. 1.ª edição. 382 p.

OLIVEIRA, T. G. 1994. *Neotropical Cats – Ecology and Conservation.*

Editora Universidade Federal do Maranhão.. São Luiz-MA. 220p.
OLMOS, F. 1993. Notes on Food Habits of Brazilian "Caatinga" Carnivores. *Mammalia* 57(1): 126-130.
REDFORD, K. H. 1992. The Empty Forest. *BioScience* 42 (6): 412-422.
SICK, H. 1993. *Birds in Brazil – A Natural History*. Princeton University Press. New Jersey. 703p.
TERBORGH, J. 1991. The role of felid predators in Neotropical Forests. *Vida Silvest. Neotrop.* 2 (2): 3 – 5.
TERBORGH, J. 1992. Maintenance of Diversity in Tropical Forests. *Biotropica* 24 (2b): 283 - 292.
WANG, E. 1999. *O que comem os felídeos em uma área de Mata Atlântica?* Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas, Zoologia), Inst. de Biociências, Campus Rio Claro, Universidade Estadual Paulista.
(Financiado por Eucatex S/A Indústria e Comércio)

Estudo da Área Foliar de Indivíduos Arbóreos na Borda de um Fragmento Florestal na Mata da Usina São José – Igarassu, Pernambuco

Cynthia Cybelle Silva de Oliveira[a], Ana Carolina Borges Lins e Silva[b], Maria Jesus Nogueira Rodal[b] & Henrique Costa Hermenegildo da Silva[c]
[a]Graduação, Bacharelado em Ciências Biológicas, Universidade Federal Rural de Pernambuco (cynthiacybelle@ig.com.br), [b]Departamento de Biologia, UFRPE, [c] Mestrado em Botânica, UFRPE.

1. Introdução

O conceito de Mata Atlântica não é aceito amplamente pelos fitogeógrafos e botânicos (Câmara, 1991). Uns aceitam que a definição detenha-se às florestas densas que ocorrem ao longo do litoral do Nordeste ao extremo Sul do Brasil, sofrendo influência das condições climáticas provenientes da proximidade do mar (Joly, 1970 *apud* Câmara, 1991). No entanto, outros aceitam que as florestas caducifólias e semicaducifólias presentes nas regiões Sudeste e Sul também sejam englobadas (Câmara, 1991). Segundo o mesmo autor, na época do descobrimento do Brasil, esta cobertura vegetal abrangia quase 12% da superfície do país. Hoje a Mata Atlântica encontra-se reduzida à cerca de 6% de sua totalidade (Joly, Leitão-Filho e Silva, 1991). Nos estados nordestinos, a devastação foi quase total, restando algumas áreas razoavelmente preservadas (Leitão-Filho, 1993).

Segundo Delamônica et al. (2001), os desmatamentos trazem entre outras conseqüências, a formação de paisagens fragmentadas. As margens destas ilhas de vegetação se tornam mais vulneráveis a insolação e à mudança dos ventos. O resultado final deste processo pode vir a ser uma alteração nas características naturais da vegetação, comprometendo sua fisionomia e estrutura. Muitos trabalhos têm sido feitos se detendo nestas características. O número ainda está longe do necessário, mas segundo Lins e Silva (1996), são indispensáveis como alternativas para conservação e compreensão destes processos de fragmentação ao longo do litoral brasileiro. A caracterização das folhas em florestas tropicais pode ser de grande valia para uma identificação rápida e segura, pois como observa Kent & Coker (1992) *apud* Nascimento (2001) há grande dificuldade para obtenção de dados florísticos naquelas florestas. A descrição das folhas também são úteis ferramentas na identificação de espécies em campo baseada em caracteres vegetativos.

Este trabalho tem por objetivo fazer um estudo fisionômico, através da descrição da morfologia externa e tamanho das folhas de indivíduos arbóreos adultos de um fragmento de Mata Atlântica em Igarassu – Pernambuco, levando em consideração o Sistema de Classificação de área foliar de Raunkiaer e facilitar a identificação de material botânico estéril em futuros estudos sobre ecologia de comunidades que serão desenvolvidos na Usina.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

A Reserva Ecológica Mata da Usina São José é constituída de 298,78 ha e encontra-se no município de Igarassu - Pernambuco, nas coordenadas 7°50'20'' S e 35°00'10'' W. Apresenta clima tropical quente e úmido, classificado como As' no sistema de Köppen. É considerada Reserva da Biosfera do Programa MAB/UNESCO, desde 1992 (UNESCO, 2001), e está protegida pela Lei Estadual 9.989/87 (FIDEM, 1987).

A reserva encontra-se inserida na Bacia Hidrográfica do rio Botafogo, protegendo o relevo e o solo do sistema hidrográfico. Tem acesso pela PE – 41, situando-se a sudeste da Usina São José. De acordo com informações da FIDEM (1993), seu estado de conservação é bom, observando-se, porém pequenas áreas de degradação e desmatamento em sua proporção sudoeste. Possui trechos com vegetação densa, e em grande parte de suas encostas predominam inclinações superiores a 30%. Há uso de agricultura intensiva (cultura canavieira) nos arredores da floresta, o que não interfere na manutenção dos processos ecológicos da floresta (SECTMA, 2001).

2.2. Metodologia

Foram realizadas coletas em indivíduos arbóreos (DAP ³ 5cm) de dois transectos de 10x100m cada, divididos em 20 parcelas de 10x10m, localizados na borda do fragmento, dispostos perpendicularmente ao limite com o canavial. Estes transectos foram previamente instalados por Silva (2002), numa parceria da UFRPE e Universidade de Ulm, Alemanha.

Foram coletadas aleatoriamente amostras botânicas férteis e/ou estéreis de indivíduos adultos com auxílio de podão ou com ajuda de mateiro, escalando fustes de árvores onde a coleta era impossibilitada somente com o equipamento. Algumas espécies foram analisadas de excicatas da coleção do Laboratório de Ecologia Vegetal da UFRPE. O material botânico foi previamente identificado usando os métodos usuais em taxonomia. A estimativa da área foliar das espécies amostradas foi determinada medindo-se, com régua milimetrada, dez folhas maduras, com limbo totalmente expandido, sem sinais de degeneração por idade avançada ou qualquer outro fator, segundo as recomendações de Martins (1989). No caso de folhas compostas, a área foi calculada multiplicando-se a área obtida pela média do maior e menor folíolo pelo número de folíolos (Nascimento, 2001).

As folhas foram agrupadas de acordo com as classes de área foliar propostas por Raunkiaer (1934) *apud* Martins (1989), sendo classificadas em leptófilas até 25mm², nanófilas até 225mm², microfilas até 2.025mm², mesófilas até 18.225mm², macrófilas até 164.025mm² e megáfilas acima de 164.025mm². As folhas foram reunidas também quanto à subdivisão do limbo em simples ou compostas. Foram realizados cálculos percentuais para observação de ordem de predominância das classes de áreas foliares. Por fim houve uma análise, pela observação de gráficos, da distribuição horizontal das classes de folhas para melhor compreensão da disposição dos grupos foliares com relação à distância da borda.

3. Resultados e discussão

No levantamento, foram amostradas 48 espécies, entre as quais, considerando-se a divisão do limbo, 72,91% apresentaram folhas simples, enquanto 27,08% apresentaram folhas compostas. Em relação aos indivíduos, foram coletadas 112 amostras, onde neste universo 73,21% possuem folhas simples e 26,78%, folhas compostas. Entre as espécies de folhas simples podem ser citadas *Helicostilis tomentosa* (Poepp. & Endl.) J.F. Macbr (Moraceae), *Escweilera ovata* (Cambess.) Miers (Lecythidaceae) e *Myrcia fallax* (Rich.) DC. (Myrtaceae). Entre as espécies de folhas compostas encontram-se *Didymopanax morototoni* (Aubl.) Decne & Planch (Araliaceae), *Eriotheca crenulaticalyx* A. Robyns (Bombacaceae) e *Protium giganteum* Engl. (Burseraceae).

No que diz respeito à área foliar, 68,75% das espécies tiveram folhas mesófilas, 22,91% macrófilas, 6,25% microfilas, e 2,08% megáfilas. Quando expressas em termos de indivíduos, foram encontrados percentuais de 67,85% para as mesófilas, 24,10% para as macrófilas, 4,16% para as microfilas, e 3,57% para as megáfilas. A predominância de folhas mesófilas, seguidas por macrófilas é

esperada em florestas de terras baixas, pois, como indica Richards (1996), a porcentagem de espécies com folhas micrófilas aumenta com a altitude.

Segundo Crawley (1986) *apud* Martins (1989) é possível distinguir características marcantes de tipos de vegetação diferentes de acordo com a disponibilidade hídrica, conferindo assim as maiores áreas foliares a florestas equatoriais e tropicais, as de tamanho médio são predominantes em florestas temperadas e as folhas pequenas, se destacam em climas secos e/ou frios. No Brasil, as florestas se comportam de forma que a freqüência de maiores áreas foliares diminui nos estratos superiores e em direção a maiores latitudes meridionais (Cain & Castro, 1956). Segundo Nascimento (2001) há uma tendência das florestas neotropicais exibirem uma redução da área foliar com o aumento da altitude, mudando da predominância da classe mesófila em florestas de terras baixas para notófilas e micrófilas em florestas montanas.

A morfologia da folha (tamanho e forma), tem bastante importância na arquitetura do sistema vegetacional. É a arquitetura que lhes confere a fisionomia (Martins, 1989). Quanto à distribuição horizontal, houve uma predominância de folhas mesófilas em todas as parcelas dos dois transectos. As macrófilas, que também tiveram uma grande representatividade, não estão presentes apenas em duas parcelas intermediárias, ambas localizadas no primeiro transecto. No que diz respeito às demais classses de tamanhos foliares, os percentuais são discretos, sendo que, as espécies de folhas classificadas como micrófilas ocorreram principalmente nas parcelas mais internas dos transectos, o que não ocorre com as de folhas megáfilas, que apesar da baixa predominância, os indivíduos presentes se concentram nas parcelas mais externas, mais próximas ao limite com o canavial.

4. Conclusão

A Mata da Usina São José, por ser uma floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas apresentou valores correspondentes ao esperado, com predominância de folhas mesófilas, seguidas por macrófilas. As demais classes de tamanho de folha apareceram em pequenos percentuais, estando de acordo com os conhecimentos de que a área foliar apresenta comportamento inversamente proporcional ao aumento da altitude. Os dados coletados não permitem perceber nenhum padrão de distribuição horizontal quanto à área foliar.

5. Referências bibliográficas

CÂMARA, I. de G. (1991). *Plano de ação para a Mata Atlântica*. São Paulo: Fundação S.O.S. Mata Atlântica. 152 p.

CAIN, S.A.; OLIVEIRA CASTRO, G.M.; PIRES, J.M; da SILVA, N.T. (1956). Aplication of some phytosociological techniques to Brazilian rain forest. *American Journal of Botany* 43: 911– 941.

DELAMÔNICA, P. et. al. (2001). A fragmentação da paisagem. In: OLIVEIRA, A. A. de; DALY, D. C. *As florestas do Rio Negro*. São Paulo: Schwarcz. p. 285-289.

FIDEM. (1987) . Reservas Ecológicas. Recife: FIDEM. 108. p

FIDEM. (1993). Monitoramento das Reservas Ecológicas da Região Metropolitana do Grande Recife. 55 p.

JOLY, C. A.; LEITÃO-FILHO, H de F.; SILVA, S.M. (1991). O patrimônio florístico. In: CÂMARA, I.G. (coord.). *Mata Atlântica*. São Paulo: Index / S.O.S Mata Atlântica. p. 96-128.

LEITÃO FILHO, H. de F. Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão (SP). São Paulo: EDUSP/UNICAMP, 1993.184p.

LINS-E-SILVA, A.C.B. Florística e fitossociologia do componente arbóreo em um fragmento da Mata Atlântica n aregião metropolitana do Recife. Recife, 1996.114 p. Monografia (Graduação Bacharelado em Ciências Biológicas) -Universidade Federal Rural de Pernambuco.

MARTINS, F.R. Fitossociologia de floresta do Brasil:um histórico bibliográfico. Pesquisas. Série Botânica, São Leopoldo, v.40 p.102-164, 1989.

NASCIMENTO, L. M. do. (2001). *Caracterização fisionômico - estrutural de um fragmento de floresta montana no nordeste do Brasil.* Recife. 66 p . Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco.

RICHARDS, P.W. (1996). *The tropical rain forest*: An ecological study. 2ª ed. Cambridge: University Press. 575 p.

SECTMA. (2001). *Diagnóstico das Reservas Ecológicas da Região metropolitana do Recife*. Recife: SECTMA. 79p.

SILVA, H.C.H. (2002). *Caracterização fitofisionômica das bordas de um remanescente de floresta Atlântica na Usina São José, Igarassu –PE*. Recife. 26 p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal Rural de Pernambuco.

UNESCO/ MAB. (2001). *Biosphere Reserve Directory*. Brazil - Mata Atlântica. In: http:/]/www.unesco.org/mab/br/brdir/latin-am/bra1.htm. Capturado em 19/01/2002.

Plant assemblage on anthropogenically disturbed area on the Pendotiba Region, Niterói, Rio de Janeiro, Brazil.

Dácio Vivas [a] & Maria Elaine de Oliveira [b]

[a] Programa Ambiental Universidade Federal Fluminense (daciovivas@yahoo.com) [b] PG Ciência Ambiental Universidade Federal Fluminense

1. Introduction

The vegetation of an anthropogenically disturbed Atlantic forest area on the Pendotiba Region, Niterói District, Rio de Janeiro, was investigated in 2002 and 2003. The climate in the region is humid tropical (Nimer, 1979), and the mean annual temperature oscillates from 22º to 24ºC with a maximum of 38º to 40ºC in January and 12º to 14ºC during July. Mean annual precipitation ranges from 1,250 to 1,500 mm. The area (177,265 sq.m) was a recreation ranch with fruitful trees including several exotic species. During the last 15 years the orchard area was enriched with native forest species, resulting in a covering mixed tree community. In spite of classifying as secondary forests, the genetic patrimony is still valuable. The Atlantic forest in the area comprises a low hill type (Rizzini, 1979) and species composition and plant structure include trees reaching from 10 to 15 meters high and several epiphytes and lianas, great herbs and palm trees, characteristics of that ecosystem and as a direct consequence of the frequent area deforestation.

Anthropogenic vegetation differs considerably from natural remnant Atlantic forest as the total cover decreases, moss composition changes, graminoids predominate and lichens appears in some special families. The prevalence of non-equilibrium conditions in plant communities regarding the effects of natural and anthropogenic disturbances is also well documented (Oliver, 1981; Pickett & White, 1985; Franklin et al., 1993; McIntyre & Lavorel, 1994).

Understanding forest disturbed areas is necessary for planning and managing the present and future vegetation across the landscape.

2. Methods

The forest inventory included 1738 individuals (natural and exotic species). The diameter at breast height (DBH) of trees > 13 cm was measured and total tree height was estimated. Relative frequency and abundance of each taxon were estimated. The spatial variability of dominant plant species was depicted to the whole area in 30 x 30 meters subplots. Spatial arrangement of plant populations and dendrometric parameters were analyzed statistically.

3. Results and Discussion

The study site was colonized by 45 perennial native plant species, dominated by *Sparathosperma vernicosum* (Bignoniaceae) and *Moquinia polymorpha* (Compositae) with a clumped spatial distribution as demonstrated through the distribution maps obtained in the survey. Other main species are distributed in the area with high occurrence (*Erythroxilum pulchrum*, Erythroxilaceae; *Myrcia selloi*, Myrtaceae; *Piptadenia gonoacatha*, Leguminosae). Height and DBH of tree populations have shown the structural heterogeneity of the forest, determined by the standard deviation of the mean value for each tree family. A significant correlation was

obtained regarding tree height and DHB when plant families were treated separately. Maximum DBH of 140 centimeters was obtained to a "paineira" tree (*Chorisia speciosa*) that probably was present in the area before disturbance stops. Trees height reached up to 35 meters as shown by some *Campomanesia guazumifolia* (Myrtaceae) and *Platymeniga foliosa* (Leguminosae).

4. Conclusions

Through the analysis of the anthropogenic disturbed vegetation area in the Pendotiba region it was possible to recognize distinct tree species dominance. Field observations indicate that most species are highly persistent in the face of anthropogenic disturbance. Both the height and DBH of populations and changes in their spatial distribution could be interpreted as a result of species tolerance to severity of substrate conditions and pattern of dispersal: such aspects still remain to be analyzed.

The study evidenced that native arboreal species of the Atlantic forest have shown great recolonization ability as well as high occupation potentiality in recovering disturbed areas at least in small spatial scale.

5. References

Franklin, S.B.; Robertson, P.A.; Fralish, J.S.; Kettler, S.M. (1993). Overstory vegetation and successional trends of Land Between the Lakes, USA. Journal of Vegetation Science 4:509-520.

McIntyre, S.; Lavorel, S. (1994). How environmental and distyrbance factors influence species composition in temperate AUstralian grasslands. Journal of Vegetation Science 5:373-384.

Nimer, E. (1979). *Climatologia do Brasil*. IBGE, Sér. Recursos Naturais e Meio Ambiente, no. 4, SUPREN, Rio de Janeiro, 421p.

Oliver, C.D. (1981). Forest development in North America following disturbances. Forest Ecology Management 3:153-168.

Pickett, S.T.A.; White, P.S. (1985). *The Ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, New York, NY.

Rizzini, C.T. (1979). *Tratado de Fitogeografia do Brasil*. Hucitec, São Paulo, 334p.

Riqueza de anuros (Amphibia, Anura) em fragmento de Floresta Ombrófila Densa Atlântica - Parque Natural Municipal Nascentes do Garcia, Blumenau/SC

Dallacorte, F.[1]; Beduschi, P.[1]; Gruener, C.G.[1]; Testoni, C.[1]; Laps, R.R.[1]; Garcia, P.C.A.[2]

([1]FURB, Ciências Biológicas, DCN, Laboratório de Zoologia/ Taxidermia – dallacorte.bio@terra.com.br ;

[2] Univ.de Moji das Cruzes, Centro de Ciênc.Biomédicas, Curso de Biologia – UMC)

1. Introdução

A despeito do debate da natureza da comunidade, os ecólogos freqüentemente desejam caracterizar sua estrutura e funcionamento. A estrutura da comunidade é difícil de definir e medir. Uma das medidas mais simples e reveladoras da estrutura de uma comunidade é o número de espécies que ela inclui. Esta medida é freqüentemente denominada riqueza de espécies (Ricklefs, 2003).

Segundo Vanzolini (1970), cada espécie é capaz de sobreviver dentro de um determinado espectro de condições ambientais; por mais amplo que seja este espectro, nunca abrange a totalidade das situações existentes na Terra. De um modo geral (excetuados os casos de adaptação a ambientes muito especiais), a distribuição dos animais terrestres nos continentes é correlacionada às grandes formações vegetais, ou à temperatura, ou à combinação de ambos os fatores.

Por este motivo, grandes diversidades de espécies são comuns em florestas tropicais. Nestas, os animais ectotérmicos se beneficiam da alta umidade atmosférica e temperaturas altas constantes (Haffer, 1969). Florestas tropicais abrigam um maior número de espécies, via de regra, cada qual representada por um menor número relativo de indivíduos (Darlington, 1957). A anurofauna não é uma exceção a este padrão geral (Duellman, 1988).

Haddad & Sazima (1992) caracterizam a Hiléia Amazônica e a Floresta Atlântica como regiões com grande riqueza de espécies de anuros. O presente estudo buscou a caracterização da riqueza da anurofauna distribuídas em ambientes de fragmento de Floresta Ombrófila Densa Atlântica, chamado Parque Natural Municipal Nascentes do Garcia, situado no Vale do Itajaí, Santa Catarina.

2. Metodologia

O Parque das Nascentes (27º01'- 26º06'S; 59º01' - 49º10'W) possui um relevo movimentado onde as altitudes variam entre 290 a 910m. Seus 5.800 ha abrigam um significativo fragmento da Floresta Ombrófila Densa do tipo tropical, sendo que 600 ha são de floresta primária não alterada, 150 ha sofreram corte raso e os 5.050 ha restantes encontram-se na forma de floresta primária alterada por corte seletivo.

2.1. Áreas de estudo

As áreas de estudo escolhidas para o presente projeto são denominadas Vale do Espingarda, Terceira Vargem e Segunda Vargem. O Vale do Espingarda é coberto por vegetação secundária em estado de regeneração inicial, onde anteriormente havia pastagens. Áreas abertas com ação antrópica constante podem ser observadas na área, advindas de atividades ecoturísticas e agrícolas. Nesta área concentra-se o maior número de pesquisas com a fauna e a flora do Parque das Nascentes.

A Terceira Vargem é coberta inteiramente por mata secundária em estado de regeneração avançado, com uma grande quantidade de palmiteiros (*Euterpe edulis*), apresentando alguns trechos com dossel alto, com epífitas e lianas, bem como áreas abertas com vegetação rasteira e água constante provinda de pequenos cursos d'água. Esta área encontra-se a poucos quilômetros da área de floresta primária encontrada no zoneamento do Parque e longe de qualquer intervenção turística intensa.

Por sua vez a Segunda Vargem é intermediária entre as duas áreas descritas acima. Esta mantém uma área de visitação ecoturística intensa em área aberta e de vegetação rasteira. A mata é secundária em estádio de regeneração médio, porém sendo encontradas encostas com mata em estádio inicial interrompidos por lagoas artificiais cobertas por vegetação aquática.

2.2. A coleta de dados

As coletas ocorreram entre em janeiro de 2001 a junho de 2003 com visitas mensais onde a observação em campo iniciava logo após o ocaso e findava à meia noite, podendo estender-se além deste horário se a atividade de vocalização encontrava-se intensa. Os anfíbios foram amostrados por visualização direta, por vocalização e, quando necessário foram coletados exemplares que posteriormente foram depositados na coleção científica da FURB.

2.3. Comparação das áreas amostradas

A similaridade entre as áreas amostradas será analisada utilizando-se o Coeficiente de Comunidade (CC), que é uma medida matemática que expressa a similaridade relativa para amostras entre duas comunidades (Crump, 1971 *apud* Garcia, 1995), também denominada como Coeficiente Biogeográfico por Duellman (1990) e Morato (1995 *apud* Garcia, 1995), calculada por CC = Sc/ Sa + Sb – Sco. Onde: Sc= número de espécies comuns a ambos os ambientes; Sa = número total de espécies no ambiente "a"; Sb = número total de espécies no ambiente "b". Os valores variam entre 0 a 1, sendo que quanto mais próximo da unidade, maior a similaridade entre os ambientes.

3. Resultados e Discussão

A quantificação da riqueza de espécies de anuros no Parque das Nascentes demonstrou um total de 40 espécies, distribuídas eqüitativamente entre as áreas de abrangência do estudo, ficando desta forma a comunidade distribuída em 26 espécies no Vale do Espingarda, 27 espécies na Terceira Vargem e 23 espécies na Segunda Vargem. As espécies estão distribuídas nas famílias Hylidade (*Aplastodiscus cochranae, Flectonotus* sp., *Hyla ehrhardti, H. bischoffi, H. faber, H. hylax, H. microps, H.minuta, H. nahtereri, H. semillineata, Hyla* sp1., *Hyla* sp2., *H. werneri, Scinax* cf. *alterus, S. perpusilla, S.*

rizibilis, S. fuscovaria, S. perereca, Sphaenorhyncus cf. *surdus, Phrynohyas mesophaea, Phyllomedusa distincta*), Família Centrolenidae (*Centrolenella uranoscopa*), Família Leptodactylidae (*Adenomera* sp., *Eleutherodactylus binotatus, E. guentheri, E. manezinho, Hylodes* sp., *Leptodactylus* sp., *L.notoaktites, L. ocellatus, Physalaemus cuvieri, P. nanus, P. olfersei, Proceratophrys appendiculata, P. boiei, Crossodactylus* sp.) e Família Bufonidae (*Bufo crucifer, B. ictericus, Bufo* sp.).

Frost (1985) cita para o Estado de Santa Catarina a existência de pouco mais de 60 espécies de anuros. Recentemente P.C.A. Garcia (obs. pess.) estima para o Estado de Santa Catarina pouco mais de 100 espécies de anfíbios. Destas, cerca de 60 ocorrem na região nordeste do Estado, incluindo o Vale do Itajaí. De fato, em função da colonização alemã (povo com notório interesse em história natural), esta é a região do Estado com maior número de trabalhos sobre anfíbios publicados. No entanto, a maioria destes estudos é de cunho estritamente taxonômico, com escassas informações sobre ecologia e história natural.

Na comparação entre as áreas, com referência às espécies em comum, o teste de similaridade resultou em um coeficiente de 0,169. Das 40 espécies registradas, 11 espécies apresentam-se similares entre as áreas. As espécies *Centrolenella uranoscopa, Hyla bischoffi, H. faber, H microps, H. minuta, Leptodactylus ocellatus, Phyllomedusa distincta, Physalaemus nanus, Scinax fuscovaria, S. perereca* e *Eleutherodactylus guenteri* ocupam os mesmos ambientes nas diferentes áreas. Algumas espécies diferem em densidade populacional, como é o caso da *P. distincta,* que em lagoas de área secundária no Vale do Espingarda e Segunda Vargem possui densidade populacional com um coro de reprodução com cerca de trinta machos em pico reprodutivo (setembro/2001 e outubro/2002). Na Terceira Vargem houve encontro de fêmea reprodutiva (m=30g; CT=62,4mm) no mês de novembro e de jovens em borda de mata na vegetação sobre alagado. Esta área é antropizada, estando em recuperação há pelo menos trinta anos, e é possível que *Phyllomedusa distincta* teve perda de hábitat (já que é uma espécie de lagoas de área aberta) estando por hora em densidade reduzida. A pequena densidade populacional pode inviabilizar a permanência da espécie devido aos endocruzamentos, causando baixa de variabilidade intrapopulacional. O mesmo acontece com a espécie *Hyla faber,* na qual apenas um indivíduo foi encontrado na Terceira Vargem, sendo que nas outras duas áreas ela é encontrada nas lagoas de áreas abertas e capoeirão, empoleirada em taquaras.

Entre os vários trabalhos com composição de espécies e história natural de anuros, Heyer, *et. al.* (1990), reuniram estudos realizados a longo prazo na Estação Biológica da Boracéia (SP). Os dados são compostos com a taxonomia e história natural de cada uma das 66 espécies lá estudadas. Por sua vez, Machado *et al*. (1999) compararam a riqueza de anuros entre duas áreas com diferentes estados de conservação em Londrina, Paraná. Um dos lugares foi em um criatório de peixes com diversos tanques artificiais e outro em mata primária no Parque Estadual Mata dos Godoy. A mata primária apresentou um número maior de espécies de anuros (24) que nos tanques de piscicultura (14). Neste mesmo local, Bernarde & Anjos (1999) estudaram a ocorrência espacial e temporal de anuros, encontrando 24 espécies distribuídas nas famílias Bufonidae (02), Centrolenidae (01), Hylidae (10), Leptodactylidae (10) e Microhylidae (01). A maioria das espécies observadas durante a atividade reprodutiva (18) ocorreu durante a estação chuvosa e quente. Desta forma, houve sobreposição parcial entre as espécies na utilização de recursos reprodutivos em ambientes que apresentaram maior riqueza que o número de micro-ambientes.

As espécies *Cyclorhamphus* sp., *Hyla* sp2. e *Scinax perpusilla* foram encontradas na Terceira Vargem em ambiente próximo a um ribeirão em mata de dossel alto em meio a um vale. A Terceira Vargem é geograficamente diferente das outras áreas, sendo que o relevo acentuado permite a formação de vales incrustados por ribeirões onde desembocam vários outros cursos d´água de menor porte. Desta forma, há formação de diferentes microhábitats, possibilitando uma heterogeneidade ambiental maior.

Foram registradas para o Parque as espécies *Eleutherodactylus manezinho* e *Aplastodiscus cochranae,* que até o presente estudo não haviam sido registrados para a região. *Aplastodiscus cochranae* distribui-se em regiões que possuem altitudes entre 400 e 900m em Santa Catarina (GARCIA *et al.* 2001).

Segundo Haddad (1998), muitos dados importantes sobre composição faunística brasileira não têm sido publicados, estando estas informações restritas a dissertações, teses e relatórios, que muitas vezes são de acesso difícil. Apesar disto, esses estudos são fundamentais para a compreensão da biodiversidade e, conseqüentemente, para o planejamento e tomada de decisões sobre estratégias de conservação (Haddad, 1998).

4. Conclusões

O Coeficiente de Similaridade entre as áreas apresentou-se muito abaixo da unidade (0,169), demonstrando que a unidade de conservação possui alta heterogeneidade ambiental entre suas áreas. Estas áreas possuem ambientes distintos, possibilitando a existência das 40 espécies encontradas neste estudo. Tendo em mente que a destruição de hábitats está diretamente ligada ao desaparecimento da fauna nas florestas tropicais (Redford 1992), é relevante o manejo adequado da área, aumentando o seu perímetro e criando corredores ecológicos, possibilitando o incremento de espécies na presente área de estudo. Desta forma, estudos de história natural destas espécies são importantes para a fundamentação das estratégias de conservação.

5. Referências Bibliográficas

Bernarde, P.S.; L. Anjos (1999). Distribuição espacial e temporal da anurofauna no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia: Anura). *Comun. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS. Ser. Zool. Porto Alegre* 12: 127-140.

Darlington, P.J., Jr. (1957). *Zoogeography: the geographical distribution of animals*. John Wiley & Sons: London, 675pp

Duellman, W.E. (1988). Patterns of species diversity in anuran amphibians in the American tropics. *Ann. Missouri Bot. Gard*. 75: 79-104.

Duellman, W.E. (1990). Herpetofauna in Neotropical rainforests: comparative composition, history and resource use. *In*: A.H. Gentry (ed.). *Four Neotropical rainforests*. Yale Univ. Press, N. Haven. p.455-505

Frost, D.R. (1985). *Amphibian species of the world*. Allen Press, Laurence, 632p.

Garcia, P.C.A. (1992). *Levantamento e aspectos ecológicos preliminares dos anfíbios anuros da região do Córrego Grande – Florianópolis (SC)*. Monografia de Conclusão de Curso. UFSC, Florianópolis.

Garcia, P.C.A.; U. Caramaschi; A. Kwet (2001). O estatus taxonômico de *Hyla cochranae* Mertens e recaracterização de Aplastodiscus A. Lutz (Anura, Hylidae). *Rev. Bras. Zool.* 18: 1197-1218.

Haffer, J. (1969). Speciation in forest birds. *Science* 165, 131-137.

Haddad, C.F.B. (1998). Biodiversidade dos anfíbios no estado de São Paulo. *In*: Castro, R.M.C. *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Vol. 6: vertebrados*. FAPESP, São Paulo, pp. 15-26.

Haddad, C.F.B; I. Sazima (1992). Anfíbios anuros da Serra do Japi. *In*: Morellato, L.P.C. (Org). *História natural da Serra do Japi*. Editora da UNICAMP, Campinas, pp. 188-211.

Heyer, W.R.; A.S. Rand; C.A.G. Cruz; O.L. Peixoto; C.E. Nelson. (1990). Frogs of Boracéia. *Arquivos de Zoologia* 31: 231-410.

Machado, R.A.; P.S. Bernarde; S.A.A. Morato; L. Anjos. (1999). Análise comparada da riqueza de anuros entre duas áreas com diferentes estados de conservação no município de Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia, Anura). *Revta bras. Zool.* 16: 997-1004.

Morato, S.A.A. (1995). *Padrões de distribuição da fauna de Serpentes da Floresta de Araucária e ecossistemas associados na região sul do Brasil*. Dissertação de Mestrado, UFPR, Curitiba, 122p.

Redford, K.H. (1992). The empty forest. *Bioscience* 42: 412-422.

Ricklefs, R.E. (2003). *A economia da natureza*. Guanabara Koogan

S. A., Rio de Janeiro. 4ª. ed. 470p.
Vanzolini, P.E. 1970. *Biogeografía*. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo.

Avaliação do microclima e da comunidade vegetal de áreas queimadas do Parque Nacional da Tijuca, RJ.

Dalva M. da Silva Matos, Ursula de Souza Rodrigues da Silva, Renato Aragão Ribeiro Rodrigues, Fabio L. P. Nogueira e Leila Herdy. Laboratório de Ecologia Vegetal Universidade do Rio de Janeiro. dmatos@ism.com.br

1. Introdução

Embora o regime natural de ocorrência de perturbações em florestas tropicais seja considerado o principal agente na manutenção da diversidade de espécies arbóreas (Brokaw 1985, Denslow 1987, 1995), é importante notar que estas perturbações são provocadas pela queda natural de apenas uma ou poucas árvores. Perturbações não naturais (ações antrópicas por exemplo) podem ocasionar mudanças mais drásticas no meio ambiente e consequentemente acarretar a extinção local de determinadas espécies. Quando a ocorrência de perturbações é frequente, provocando a criação de grandes clareiras, é possível que o processo de sucessão nunca se complete (Whitmore 1991). O fogo, como um agente causador de perturbação, tem desempenhado um papel fundamental no controle da formação e manutenção de espécies e do padrão estrutural das comunidades vegetais (Tyler 1995, Whelan 1995, Goto *et al*. 1996, Miranda *et al*. 1996). A ocorrência de incêndios ocasionais numa determinada área pode ajudar a criar uma variedade de estágios sucessionais porém, por outro lado, incêndios mais frequentes podem ressecar o ambiente, causar erosão e eliminar espécies nativas (Primack 1993). De maneira geral, a ocorrência de incêndios está relacionada a mudanças climáticas acentuando significativamente o deficit hídrico nos meses de seca mesmo em áreas de florestas úmidas (Whitmore 1991). Além disso, a diminuição da umidade, o aumento da intensidade de temperaturade e ventos causados pela fragmentação florestal faz com que haja um aumento na incidência de fogo (Primack 1993). O fogo, neste caso, pode ter origem em áreas vizinhas (plantações ou mesmo áreas urbanas) e penetrar com facilidade para o interior da floresta devido ao acúmulo de biomassa morta na borda do fragmento.

Segundo a Coordenadoria de Recuperação Ambiental da Prefeitura do Rio de Janeiro, os incêndios florestais são atualmente o maior problema do Parque Nacional da Tijuca. Em média são registradas 4 ocorrências por mês sendo as principais causas, quando identificadas, o acúmulo e queima de lixo, presença de gramíneas, práticas religiosas e balões (Silva Matos *et al.* no prelo). Considerando a gravidade da situação, objetivou-se neste trabalho estimar o impacto causado pelo fogo no Parque Nacional da Tijuca. Mais especificamente este estudo descreve o efeito da borda criada em áreas queimadas em termos de microclima e regeneração natural, e quantifica o banco de sementes em áreas impactadas. Espera-se que estes resultados auxiliem na definição de estratégias de manejo que dimimuam o impacto causado pelo fogo nestas áreas.

2. Metodologia

O estudo foi realizado no Parque Nacional da Tijuca (paralelos 22º 55' S e 23º 00' S e entre os meridianos 43º 11' W e 43º 19'W), sendo rodeado pela cidade do Rio de Janeiro. As áreas escolhidas dentro do Parque foram o Morro do Chapecó, ao lado da Pedra Bonita (local utilizado para pular de asa delta) e o Morro do Sumaré. No morro do Sumaré foram construídas antenas de transmissão que ocupam uma área de aproximadamente 4000 m^2, sua implantação favoreceu a ocorrência de incêndios. Além disso, esta região por estar na rota de balões vindos da zona norte e baixada fluminense foram queimadas várias vezes, o que permitiu a entrada de várias espécies invasoras permeando as áreas cobertas por floresta. Conseqüentemente, a cobertura vegetal agora se caracteriza por diferentes estágios sucessionais principalmente na face voltada para o quadrante norte da Serra da Carioca. O clima pode ser caracterizado como tropical de altitude (C*f*) pela classificação de Köppen, cuja temperatura mensal está em torno de 15º a 30º C (média ao redor de 21º C), e a precipitação média anual em torno de 2300 mm (Coelho Neto 1979). Apesar das chuvas serem comuns durante todo o ano, podem ser melhor observadas nos seus primeiros quatro meses (estação das chuvas), enquanto nos meses conseguintes diminui (estação seca) (Oliveira *et al* 1995, Ito Junior 1997).Para o estudo sobre o efeito de borda e regeneração, foram demarcadas parcelas (1 x 1 m) em intervalo regulares de 5m, ao longo de transectos (20m de comprimento) com origem na área mais impactada (matriz) em direção a floresta. Todas as plântulas encontradas foram marcadas, medidas e trimestralmente checadas para quantificar a sobrevivência, crescimento bem como o recrutamento de novas plântulas. Mensalmente, foram coletados durante doze meses dados sobre temperatura e umidade do ar, e temperatura do solo. A análise do banco de sementes foi realizada através do método de germinação (Roberts 1981). Em cada área são coletadas 30 amostras nos 5 centímetros superficiais desprezando-se a serrapilheira, para cada área de estudo. As amostras são coletadas com um amostrador cilíndrico metálico de 30 centímetros de diâmetro e 5 centímetros de altura tendo assim cada amostra um volume de 706,5 cm^3 de solo perfazendo um volume total de 63,585 cm^3 por área coletada.

Para a coleta do solo foi feita uma escavação vertical, nas laterais do quadrante, facilitando com isso a medição da profundidade desejada. O solo a foi coletado com o auxílio de uma espátula e todo o material foi acondicionado em saco plástico, devidamente identificado e transportado até o Laboratório de Ecologia Vegetal (UNIRIO). Este procedimento seguiu o utilizado por Roizman (1993). Os pontos amostrais são escolhidos ao acaso e em cada um deles a compactação do solo é medida a 15 centímetros de profundidade com um penetrômetro analógico graduado em psi. Também foram coletados os dados de cobertura de dossel para cada ponto utilizando-se um densiômetro esférico de copa. Durante o estudo adotaremos a terminologia plântula para todo e qualquer indivíduo que já possua folhas verdes considerando também os cotilédones, pois de acordo com Raven (2000) a emergência da plântula é meramente um estágio intermediário no desenvolvimento da planta. Tornando assim essa nomenclatura bastante subjetiva e, por isso a usaremos aqui, uma vez que em um estudo de banco de sementes não há como mensurar a taxa de germinação em seu primeiro estágio (emergência da radícula).

3. Resultados

Os resultados mostram alterações muito bruscas nos 5 metros mais próximos da borda, sendo menos intensa a partir deste ponto. A temperatura do ar e do solo apresentaram diferenças significativas entre as distâncias (ANOVA, gl=4, F=12.65, p=0.0001 e F=45.11, p=0.0001, respectivamente) sendo mais uniforme partir do ponto localizado a 5m da borda. A umidade do ar e do solo aumentaram gradativamente em relação à distância da borda (ANOVA, gl=4, F=4.27, p=0.002 e F=44.06, p=0.0001). Foram encontradas diferenças significativas na distribuição de plântulas em relação a distância da borda (ANOVA, gl=4, F=4.75, p=0.0023) e na mortalidade (ANOVA, gl=4, F=3.58, p=0.0115). Porém, não se observou diferenças significativas no recrutamento (ANOVA, gl=4, F=1.6, p=0.1875). Em relação ao banco de sementes, verificou-se que a germinação de plântulas de *Pteridium aquilinum* teve início após doze semanas da montagem do experimento, e posteriormente as bandejas foram completamente tomadas por plântulas dessa samambaia impedindo assim a emergência de outras espécies. O banco de sementes dessa área apresenta a seguinte composição: 27,10% das plântulas pertenciam a família Melastomataceae, e 66,11% de *Pteridium aquilinum*. Assim, 93,21% do banco de sementes da área mais impactada é formado por apenas duas famílias.

4. Conclusão

Baseado nos resultados encontrados, chega-se a conclusão que estas áreas estão seriamente comprometidas pelos incêndios e que o processo de sucessão está ocorrendo muito lentamente. Além

disso, com a massiva entrada de capim e a elevada probabilidade de queda de balões nestas áreas, é possível que o processo de sucessão nunca se complete. Assim como ocorre nas bordas das estradas, as bordas destas áreas queimadas no interior da floresta também vão se expandindo cada vez mais permitindo o avanço do capim e da vegetação pioneira. Tal fato ainda é mais agravante pois os resultados encontrados no acompanhamento da regeneração de indivíduos arbóreos mostram uma elevada mortalidade nas áreas mais impactadas. A área do Sumaré está seriamente comprometida caso não seja feito um trabalho de manejo desta samambaia. A dominância de gramíneas e pterídeo aumenta ainda mais a flamabilidade da vegetação (especialmente nos perídos de estiagem), o que certamente dificultará o combate de novos incêndios. O acompanhamento das plântulas mostrou que embora haja diferenças no número de plântulas e taxa de mortalidade entre as parcelas externas (da matriz) e de interior, não foi observado até o momento uma regularidade nesta distribuição. Assim, de acordo com os resultados encontrados, verifica-se que o banco de sementes em áreas queimadas do Parque Nacional da Tijuca apresenta uma diversidade muito baixa, sendo formado essencialmente por espécies pioneiras e invasoras. Vários estudos têm mostrado que em florestas tropicais o banco de sementes é composto principalmente por espécies pioneiras herbáceas e arbustivo-arbóreas de ciclo de vida curto (Whitmore 1991, D'Antonio & Vitousek 1992). Este estudo corroborou os resultados obtidos por outros autores, pois em geral de 18% a 91% do total de espécies presentes no banco são compostas de pioneiras (Hall & Swaine 1980).Finalmente, considerando que *Pteridium aquilinum* representa uma ameaça à restauração de áreas impactadas (Glass 1975), seu desenvolvimento abundante mostra que o banco de sementes está comprometido sendo ineficiente na recuperação das espécies arbóreo-arbustivas nativas do Parque Nacional da Tijuca.

5. Referências bibliográficas

Brokaw, N. V. L. (1985). Gap-phase regeneration in a tropical forest. Ecology 66: 682-687.

Coelho Netto, A.L. (1979). O processo erosivo nas encostas do maciço da Tijuca. Dissertação de Mestrado, Instituto Geociências, UFRJ. 112p.

D'Antonio, C.M. & Vitousek, P.M. (1992). Biological invasions by exotic grasses,he grass/fire cycle, and global change. Annu. Rev. Ecol. Syst., 23: 63-87.

Denslow, J. S. (1987). Tropical rainforest gaps and tree species diversity. Annual Review of Ecology and Systematics 18: 431-451.

Denslow, J. S. (1995). Disturbance and diversity in tropical rain forests: the diversity effect. Ecological Applications 5: 962-968.

Glass, A.D.M. (1975) The allelopathic potencial of phenolic acids associated with the rizosphere of *Pteridium aquilinum*. Can. J. Bot. 54: 2440-2444.

Goto, Y.; Yoshitake, T.; Okano, M. & Shimada, K. (1996). Seedling regeneration and vegetative resprouting after fires in Pinus densiflora forests. Vegetatio 122: 157-165.

Hall, J.B. & Swaine, M. D., (1980). Seed stocks in Ghanian forests soils.Biotropica, 12: 256-263.

Ito Junior, K. (1997). Distribuição espacial da família Palmae em dois domínios hidroecológicos na bacia do alto Rio da Cachoeira, PNT-RJ. Monografia, Rio de Janeiro, IG, UFRJ. 103p.

Miranda, H. S.; Saito, C. H. & Dias, B. F. S. (1996). Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga. III Simpósio do impacto das queimadas sobre os ecossistemas e mudanças globais. Anais. Brasília, DF.

Oliveira, R. R., Zaú, A. S., Lima, M. B. R., Vianna, M. C., Sodré, D. O. & Sampaio, P. D. (1995). Significado ecológico da orientação de encostas no maciço da Tijuca, Rio de Janeiro. In: F. A. Esteves (Eds.), Oecologia Brasiliensis I (pp. 523-541). Rio de Janeiro: UFRJ.

Primack, R. B. (1993). Essentials of Conservation Biology. Sunderland: Sinauer.

Raven, P.H., Evert, R. F. & Eichorn, S. E. (2000). Biologia Vegetal. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.

Roberts, H.A. (1981). Seed banks in the soil. Advances in Applied Biology, Cambridge, Academic Press, v.6, 55p.

Roizman, L.C. (1993). Fitossiologia e dinâmica do banco de semente de populações arbóreas de florestas secundárias em São Paulo – SP. São Paulo, 69p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.

Silva Matos, D. M., Santos, C. Junius F., & D. de R., Chevalier. Fire and restoration of the largest urban reserve of the world in Rio de Janeiro city, Brazil. Urban Ecosystems (in press).

Tyler, C. M. (1995) Factors contributing to post-fire seedling establishment in chaparral: direct and indirect effects of fire. J. Ecology 83: 1009-1020.

Whelan, R. (1995). The Ecology of Fire. Cambridge, Cambridge University Press.

Whitmore, T.C. (1991). Tropical rain forest dynamics and its implications for management, pp 67-89 In: A Gomez-Pompa, T.C. Whitmore & M.Hadley (eds.), Tropical rain forest: regeneration and management, Blackwell, New York.

Interações entre formigas mutualísticas e a população de *Cordia nodosa* (Boraginaceae) em um fragmento urbano de mata Atlântica, Recife-PE

Dan Vítor Vieira Braga[a], Thiago José Pereira Graciano[a], Inara R. Leal[b] & Jarcilene S. de Almeida-Cortez[b]

[a] Graduando em Bacharelado em Ciências Biológicas - UFPE, (braga_dvv@hotmail.com), [b] Professor adjunto do Departamento de Botânica - CCB / UFPE

1.Introdução

Mutualismo é qualquer associação entre espécies que confere vantagens ou benefícios mútuos (Begon *et al*. 1996). A história natural do mutualismo entre formigas e plantas tem fascinado os cientistas durante os últimos dois séculos. À medida que avançam os estudos, vem se tornando claro que os caminhos pelos quais as plantas manipulam as formigas e vice-versa, podem ser tão complexos e sutis, mas facilmente observáveis (Beattie, 1985).

O termo mimercófita significa "formiga-planta", é usualmente restrito para interações nas quais tecidos vivos da planta são regularmente ocupados por formigas (Keeler, 1989). Essa relação, chamada de mirmecofitismo, é conhecida a mais de um século e, ao longo deste tempo, vários estudos tem demonstrado uma natureza mutualística (Oliveira *et al*. 1987). As estruturas nas plantas que podem servir como adaptações que facilitam a nidificação das formigas foram chamadas de domáceas por Wheeler (1942 *apud* Beattie, 1985). Nos arbustos pequenos, ou brotos germinativos, muitas espécies de formigas podem se dispersar nos nós disponíveis. Em árvores maduras, podem existir diferentes espécies ocupando os nós vivos e mortos. Freqüentemente, a colônia da espécie dominante ocupa a maioria dos nós, restando os nós mortos às colônias de espécies subordinadas, normalmente de menor tamanho. Em algumas plantas pode se ver um mosaico de colônias ou ainda nós desabitados (Longino, 1996).

Nos trópicos ao redor do mundo, mimercófitas ocorrem em pelo menos 141 gêneros de 47 famílias de plantas (Davidson & McKey, 1993 *apud* Fonseca, 1999). Um exemplo de mimercófita neotropical é a espécie *Cordia nodosa* Lam, que possui os caules alargados formando domáceas (Roosmalen, 1985). Estudos realizados por Yu e Pierce (1998) demonstram que as populações de *C. nodosa* no Peru apresentavam formigas do gênero *Azteca* como mutualistas, sendo estas restritas ao interior da mata, enquanto que os indivíduos das bordas eram ocupados por outros gêneros. Foi verificado, também, que a interação mutualista entre as formigas e plantas ocorre através da defesa contra ataques de herbívoros (Yu & Pierce, 1998). No entanto, testes com herbívoros simulados realizados por Knochelmann (2002) mostraram que as formigas ocupantes de *C. nodosa* em um fragmento urbano de mata Atlânti-

ca não apresentavam relações mutualistas baseadas na proteção contra a herbivoria. Neste mesmo trabalho, foi verificada a presença de argilo-minerais ou hidróxido de ferro nas células da epiderme dos sistemas fundamental e vascular nas domáceas. Essas substâncias são de origem exógena e possivelmente, seriam trazidas pela colônia de formigas que habitam as domáceas (Knochelmann, 2002). O presente estudo tem como objetivo verificar se estas substâncias podem ser utilizadas para o crescimento das plantas de *C. nodosa*, resultando em maiores taxas de crescimento quando comparadas com plantas onde as formigas foram removidas experimentalmente.

2.Materiais e Métodos

ÁREA DE ESTUDO: Parque Estadual de Dois Irmãos está localizado a Nordeste da cidade de Recife sob as coordenadas 08°00'00" – 08°01'00"S e 34°56'00" W. Gr.. O Parque possui uma área de 388,67 ha (Lei Estadual N° 9.989 de 1987), que eqüivale a 4% da área total do município. Os limites do Parque são: ao norte com a estrada dos Macacos; ao sul, com a Universidade Federal Rural de Pernambuco; a leste, com a BR 101 e a oeste, com a Estrada dos Macacos e o Córrego da Fortuna.

A cobertura vegetal do Parque Estadual de Dois Irmãos pertence à Floresta Estacional Perenifólia Costeira (Lima, 1961), da qual, no estado de Pernambuco, existem poucos remanescentes. Ele apresenta altitudes variando de 6,2 a 105 m, clima do tipo B2AS'a', megatérmico úmido (Reis, 1970), temperatura média de 25°C, com amplitude anual de 5°C e precipitação média anual de 2.000 mm. O solo da região do parque é do tipo Podzólico Amarelo Distrófico (Jacomine *et al*., 1972), tendo uma textura variando de arenosa a areno-argilosa, pH, variando de 3,8 a 4,8 (Guedes, 1992) e uma cobertura média de serrapilheira de 0 a 23 cm de espessura (Pôrto, 1982).

MARCAÇÃO DE INDIVÍDUOS: Foram marcados 100 indivíduos de *Cordia nodosa* (Boraginaceae), dando preferência a indivíduos localizados em trilhas e com um espaçamento mínimo de 5m.

MEDIÇÃO DA ALTURA: O comprimento das plantas nos dois tratamentos foi medido no momento da marcação e após um período de seis meses.

TRATAMENTO COM INSETICIDA: A fim de verificar a existência de interação mutualística que favorece o crescimento dos indivíduos de *C. nodosa*, foi medida a taxa de crescimento de plantas com e sem formigas. Como, na área de estudo, não havia plantas adultas não ocupadas por formigas, a exclusão destas foi feita com a utilização de inseticida à base de deltamethrina (K-Otrine). Este inseticida exclui as formigas sem afetar a planta (Begon *et al*. 1996; C. Fonseca, com. pes.). O inseticida foi diluído com água destilada na proporção de 3:1 e injetado em cada domácea presente no indivíduo. Esse procedimento foi repetido quinzenalmente durante um período de seis meses.

TESTES ESTATÍSTICOS: A normalidade dos dados foi testada com Lillieforts e a diferença na taxa de crescimento entre os dois tratamentos, com o teste de Wilcoxon.

3.Resultados

Na média, as plantas de *Cordia nodosa* com formigas apresentaram uma taxas de crescimento de 37 ± 1,98 cm enquanto que as plantas onde as formigas foram experimentalmente excluídas através de inseticida, apresentaram uma taxa de crescimento de 41 ± 1,69 cm . No entanto, essa diferença não foi significativa (Z = -0,404; P = 0,686).

Vários estudos registraram a absorção de nutrientes provenientes das colônias de formigas para outras mirmecófitas (ver revisão em Beattiie, 1985, Hölldobler & Wilson, 1990). Acreditava-se que tal fenômeno fosse evidenciado na interação *C. nodosa* e suas formigas e que esta absorção de nutrientes influenciaria no crescimento das plantas. Porém, evidenciou-se que as taxas de crescimento das plantas de ambos os tratamentos não eram significativamente diferentes. Existe também a possibilidade de que a contribuição desta interação em relação à taxa de crescimento só possa ser evidenciada com um acompanhamento por um período maior que seis meses.

4.Conclusões

Os resultados obtidos indicam que as espécies de formigas que colonizam as domáceas de *Cordia nodosa* no Parque Estadual de Dois Irmãos não apresentam um caráter mutualista, se considerarmos a influência na taxa de crescimento devido à obtenção de nutrientes provenientes das colônias de formigas. Como estas formigas, também, não conferem proteção contra herbívoros às plantas (Knoechelmann, 2002) é possível que atuem simplesmente como inquilinas.

Na ausência do gênero *Azteca* em áreas perturbadas, como o Parque Estadual de Dois Irmãos, outras espécies de formigas ocupam as domáceas em *C. nodosa*, sem conferirem nenhum tipo de vantagem à planta. Assim, conclui-se que o mutualismo entre *C. nodosa* e as espécies de formigas habitantes de suas domáceas pode ser quebrado pelo processo de fragmentação.

5.Bibliografia

Beattie, A. J. (1985). *The Evolutionary Ecology of Ant-Plant Mutualisms*. Cambrige University Press, Cambrige. 182 p.

Begon, M.; Harper, J. L.; & Townsend, C. R. 1996. *Ecology Individuals Population and Communities*. Blackwell Scientifc Publication, Boston. 945p.

Fonseca, C. R. (1999). Amazonian ant plants interactions and the nesting space limitation hypothesis. *Journal of Tropical Ecology* 15:807-825.

Jacomine, P.K. *et al.* (1972). Levantamento exploratório – Reconhecimento de solos do Estado de Pernambuco. In Boletim Técnico, 26, Pedologia, 14. Recife: Divisão de Pesquisa Pedológica, MA, v. 2.

Keeler, K. H. (1989). Ant-plant interactions. *In: Plant-animal interactions*, Abrahamson, W.G. (ed.). Pp. 207-242. McGraw – Hill Book Co, New York.

Knoshelmann, C. M. (2002). Interações entre *Cordia nodosa* (Boraginaceae) e suas formigas mutualísticas em um fragmento urbano de Mata Atlântica. Monografia de Bacharelado. Universidade Federal de Pernambuco. Recife.

Lima, D. De A. (1961). A flora da praia de Boa Viagem. In Boletim Técnico da S.A.I.C. Recife: Serviço de Divulgação Agrícola. V. 18, p. 121-125.

Longino, J. T. (1996). Taxonomic characterization of some levestean inhabiting Azteca (Hymenoptera: Formicidae) in Costra Rica, with special reference to the ants of *Cordia* (Boraginaceae) and *Triplares* (Poligonaceae). *Journal of Hymenoptera Research* 5:131-156.

Oliveira, P. S.; Oliveira Filho, A. T. & Cintra, R. (1987). Ant foraging on ant-inhabited *Triplaris* (Polygonaceae) in western Brazil: a field experiment using live termite-baits. *Journal of Tropical Ecology.* 3:193-200.

Pernambuco. Lei nº 9.989. 13 de janeiro, (1987). Define as reservas ecológicas da Região Metropolitana do Recife. Recife, 1987.

Pôrto, K.C. (1982). Myxomycetes da Mata de Dois Irmãos. Recife: Dissertação de Mestrado em Botânica da Universidade Federal de Pernambuco, p. 369.

Reis, A.C.S. (1970). Contribuição ao Estudo do clima de Pernambuco. In Cadernos do Conselho de Desenvolvimento de Pernambuco, Agricultura, 1. Recife: CONDEPE, p. 10 – 20.

Roosmalen, M. G. N. van. (1985). Boraginaceae Pp. 59-63. *In: Guianan flowers*. Ultrecht: Agricultural University. Institute of Sistematic Botany. Sivicutural Departament of Wagening, Netherlands. 483 p.

Yu, D. W. & Pierce N. E. (1998). A Castration Parasite of an Ant-Plant Mutualism. *Proceeding of Royal Society London B*, 265,375-382.

Aspectos fenológicos e síndromes de dispersão em um fragmento de floresta atlântica, Paulista - Pernambuco

Daniel P. W. de Medeiros[a] & Carmen Sílvia Zickel[b]
Mestrando em Botânica –UFRPE[a] (danielmedeiros@terra.com.br); Prof[a].Biologia/ Botânica -UFRPE[b].

1. Introdução

A fenologia pode ser definida como o estudo do ciclo de vida dos vegetais relacionado ao seu período de ocorrência, como também,

seu sincronismo ao nível populacional (Ferraz, 1999). Informações sobre a fenologia das formações vegetais naturais são indispensáveis para o estudo inter-relacionado do funcionamento dos ecossistemas, fornecendo subsídios para o monitoramento de reservas ou o aproveitamento racional e produção de recursos florestais sendo, portanto, esse estudo, essencial dentro de qualquer pesquisa relacionada a um fragmento de floresta nativa (Morellato, 1991).

O conhecimento fenológico dos componentes de uma vegetação, além de sua aplicação econômica e silvicultural tem valor ecológico podendo ser utilizado para análise de organização e dinâmica das comunidades, bem como para estudos de interações animal-planta relacionados com polinização, dispersão e predação de sementes (Fournier, 1974).

O objetivo do presente estudo foi avaliar a fenologia de 15 espécies presentes no sub-bosque relacionando-a com fatores abióticos e bióticos na Estação Ecológica de Caetés.

2. Métodos

A Estação Ecológica de Caetés localiza-se no município de Paulista, integrante da Região Metropolitana do Recife, no estado de Pernambuco. Situa-se entre 07º 55' 15" e 07º 56'30" de latitude Sul e 34º 55'15" e 34º 56' 30" de longitude Oeste de Greenwich. Ocupa uma área de 157 ha, sendo 7 ha constituídos por áreas já edificadas, correspondendo a 1,54% da área do Município. (CPRH, 1991). De acordo com a classificação climática de W. Köppen, a área do Paulista apresenta o clima do tipo As', tropical costeiro ou "Pseudo Tropical da Costa Nordestina".

O período de estudo apresentou um índice pluviométrico, com um maior índice de precipitação em julho de 2001 (432,4mm), e menor em novembro do mesmo ano (32,1mm). Percebe-se ainda uma variação, entre o ano de 2001 e 2002, se compararmos o período considerado como menos chuvoso, ou seja, em 2002 os meses de janeiro a março mostraram um nível mais elevado.

As visitas ao campo foram feitas mensalmente, por trilhas existentes, como também, por novas trilhas implantadas. A seleção dos espécimes para o estudo seguiu alguns critérios como: escolher espécies em áreas sombreadas e abertas da Estação contemplando todas as direções, com no mínimo 4 indivíduos, mas com ênfase para espécies presentes no sub-bosque.

Foram selecionadas quinze espécies com quatro indivíduos cada: *Himatanthus articulatus* (Vahl) Woods. *Byrsonima sericea* DC., *Xylopia frutescens* Aubl., *Solanum paniculatum* L., *Miconia albicans* (Sw.) Triana, *Aegiphila sellowiana* Cham., *Capparis sola* Macbride., *Ouratea crassa* Tiegh., *Miconia cuspidata (*Mart. ex Triana)Naud., *Guapira* sp., *Miconia holosericea* (L.) DC., *Stromanthe portiana* A. Griss., *Rawolfia grandiflora* Mart. ex DC., *Psychotria leiocarpa* Cham. & Schll., *Payparola blanchetiana* Tull. totalizando 60 indivíduos. As observações foram realizadas durante 19 meses (Novembro/2000 à Maio/2002). A definição das fenofases é semelhante a adotada por Morellato (1991). A definição do hábito das espécies foi semelhante a metodologia de Vidal & Vidal (2000). As fenofases: floração, frutificação, brotamento e senescência, foram estimadas em termos percentuais dos ramos de acordo com a copa do arbusto nos sessenta indivíduos segundo Fournier (1974). A classificação e o tipo do fruto seguiu a metodologia de Barroso *et al.* (1999).As síndromes de dispersão foram agrupadas seguindo a classificação de Van Der Pijjl (1982)

As análises estatísticas foram selecionadas de acordo com Zar (1999). Foram realizadas análises através da correlação de Spearman e o teste G, com o auxílio do programa Bioestat 3.0. entre as fenofases com: precipitação pluviométrica mensal, síndromes de dispersão e incidência das fenofases por período (seco/chuvoso).

3. Resultados e Discussão

Entre as espécies analisadas por Mori *et al.* (1982), em uma floresta Higrófila sul-baiana, as fenofases brotamento e queda foliar foram constantes, ou seja, perderam e ganharam folhas durante todos os meses,. fato semelhante ao que ocorreu neste estudo. Em outro estudo, Morellato & Becke (2002) demonstraram, em um estudo comparativo entre três tipos de floresta Atlântica no sudeste brasileiro, que a relação entre a queda de folhas e a pluviosidade não existe. Estes dados concordam com os analisados no presente estudo, apesar da diferença entre a pluviosidade na região e do número espécies (15) demonstraram o mesmo comportamento. Morellato (1991) ressaltou que essa é uma característica de espécies consideradas perenifólias. Estas espécies foram predominantes no atual estudo, havendo apenas uma espécie considerada como caducifólia, *Aegiphila sellowiana*.

Em relação a fenofase floração, alguns trabalhos realizados no sudeste e nordeste brasileiro (Mori *et al*, 1982; Ferraz, 1999 e Souza, 2000) destacam que a maioria das espécies apresentaram picos de floração entre o período de transição (seco e chuvoso). Porém, no presente trabalho, a floração ocorreu em 60% das espécies durante os 19 meses, havendo uma maior incidência dessa fenofase, não estatisticamente significativa, no período seco.

Dentre as relações abióticas analisadas, a precipitação pluviométrica é a mais enfatizada em vários trabalhos (Batalha, 1997; Griz *et al*.,1999; Mori *et al.*, 1982; Morellato *et al*.,2000) nos quais observaram relações estatísticas significativas entre a precipitação pluviométrica mensal com as fenofases floração e frutificação. Porém este fato não foi observado neste estudo, apesar do aumento do número de espécies frutificando no período seco e da diminuição da floração no período chuvoso.

Além dos fatores climáticos, processos endógenos da planta e pressões seletivas bióticas devem influenciar a periodicidade das fenofases das espécies de Floresta Atlântica (Talora & Morellato, 2000). Dentre os fatores bióticos, a dispersão tem um papel fundamental na regulação na época de floração das espécies nesta Floresta Atlântica (*Loc c*it.).

Em relação as síndromes de dispersão, Mikich & Silva (2000) indicaram que as espécies zoocóricas são características em formações vegetais que recebem uma maior quantidade de luz. Isto vem de encontro com os dados observados na área de estudo, que possui uma predominância de espécies dispersas por animais. O pico de disponibilidade de frutos zoocóricos na região neotropical, ao contrário da floração, parece não seguir um padrão, podendo ocorrer na estação seca. (*Loc. c*it). No fragmento de floresta estudado, este fato ocorreu no período de transição entre a estação seca e chuvosa, ou seja, o inverso do que ocorreu com a floração.

A interação entre as síndromes de dispersão e as fenofases floração e frutificação não foi estatisticamente significativa, diferente de uma relação significante encontrada por outros autores. (Talora & Morellato, 2000; Spina & Ferreira, 2000).

Entre as 15 espécies, observou-se apenas duas espécies anemocóricas, *Himatanthus articulatus* e *Payparola blanchetiana*, ambas de hábito arbóreo. A espécie *Payparola blanchetiana* frutificou com maior cobertura no período seco. Morellato (1991) ressaltou que a dispersão geralmente está relacionada a melhores condições para libertação das sementes e estabelecimento das plântulas. Talvez por isso, as espécies anemocóricas com frutos secos e deiscentes, frutificam durante a estação seca, quando a baixa precipitação, os ventos mais fortes e a menor quantidade de folhas nas copas favorece a dispersão dos diásporos desses frutos.

Segundo Spina & Ferreira (2000) as espécies arbustivas e arbóreas apresentam um maior pico de floração e frutificação na estação seca, e este fato se deve as espécies zoocóricas. Porém, apesar do predomínio de espécies zoocóricas no presente estudo, não foram observados picos de floração e frutificação em uma mesma estação.

As fenofases não estão sendo influenciadas pela precipitação pluviométrica nem por fatores ligados a síndromes de dispersão. Este fato pode estar relacionado com a localização da área, pois a Estação Ecológica de Caetés localiza-se em uma área circundada por residências, sofrendo pressão antrópica constante.

O ciclo reprodutivo das espécies selecionadas pode indicar o fato das fenofases não se relacionarem diretamente aos fatores abióticos, comumente adotado pela maioria dos vegetais. A planta em sua fase reprodutiva apresenta um descarte de flores ou de frutos. Esse comportamento tem sido associado ao balanço de

fotossintetatos gerados por eventos climáticos irregulares. Assim, nem toda flor produzirá frutos. Além de outros fatores, o descarte contribuiria para reduzir a proporção flor-fruto. (Kageyama & Piña-Rodrigues, 1993)

Dentre as quinze espécies escolhidas para o estudo fenológico, espécies pioneiras foram utilizadas, sendo estas, espécies que não sofrem grande influência em suas fenofases de alguns fatores abióticos para sua reprodução. Espécies pioneiras, produzem periodicamente grande quantidade de sementes, relativamente às espécies de estádios sucessionais mais avançados. Por isso, a produção de sementes de espécies pioneiras não é um problema para tecnologia de sementes florestais. Em princípio acredita-se que diferentes espécies devem ter diferentes mecanismos de indução do florescimento, talvez em função de processos evolutivos, reagindo, portanto distintamente aos fatores ambientais. (Piña-Rodrigues & Piratelli, 1993)

4. Conclusões

O presente estudo mostrou que os padrões fenológicos das 15 espécies analisadas no fragmento de Floresta Atlântica estudado, não apresentaram, de uma maneira geral, uma influência da precipitação pluviométrica.

Quanto as síndromes de dispersão das espécies, observou-se uma predominância de espécies que possuem sementes dispersas por animais (zoocóricas).

As fenofases não demonstraram relações estatísticas significativas entre os parâmetros analisados: hábito das espécies, precipitação pluviométrica e síndromes de dispersão.

Estes fatores sugerem a necessidade de novos trabalhos, com um número maior de espécies, relacionados com fenologia e dinâmica populacional de grupos representativos de espécies, proporcionando uma melhor compreensão dos dados obtidos.

5. Referências Bibliográficas

BARROSO, G. M. [et al]. (1999). *Frutos e Sementes: morfologia aplicada a sistemática de dicotiledôneas.*Viçosa: Universidade Federal de Viçosa. 443p.

BATALHA, M. A. – ARAGAKI, S. - MANTOVANI, W. (1997).Variações fenológicas das espécies do cerrado em emas (Pirassununga, SP). *Revista Acta Botânica Brasilica*, São Paulo, v.1, n.11, p.61-77,

CPRH – (1991). Companhia Pernambucana de Controle da Poluição Ambiental e Administração dos Recursos Hídricos. *Plano de Manejo da Estação Ecológica de Caetés-Pernambuco*. Recife.

FERRAZ, K. D. [et al]. (1999). Fenologia de árvores em fragmento de mata em São Paulo, SP. *Revista Brasileira de Biologia*, v.2, n.59, p.305-315.

FOURNIER L. A.. (1974). *Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles Turrialba*.24: 422-433.

GRIZ, L. M. S. (1999). *Morfologia de frutos e sementes e síndromes de dispersão em espécies de Dicotiledôneas da Mata de Dois Irmãos (PE)*. 93 f. Monografia. (Curso de Graduação) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

KGEYAMA, Y. P. – PIÑA-RODRIGUES, M. C. F. (1993). Fatores que afetam a produção de sementes. In: *Sementes florestais tropicais*. Brasília, ABRATES. p.19-45.

MIKICH , B. S. – SILVA, M. S. (2001). Composição florística e fenológica das espécies zoocóricas de remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil. *Acta Botânica Brasílica*. São Paulo, v.15, n.1, p.1-17.

MORELLATO, L. P. C. (1991). *Estudo da fenologia de árvores, arbustos e lianas de uma floresta semidecidua no sudeste do Brasil*. 176 f. Tese (Doutorado em Biologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MORELLATO, L. P. C. [et al]. (2000). Phenology of Atlantic Rain Forest Trees: A Comparative Study. *Biotropica*, St. Louis, v.32, n.4b, p.811-825.

MORELLATO, L. P. C. – BENCKE. C. S. C. (2002). Estudo comparativo da fenologia de nove espécies arbóreas em três tipos de floresta atlântica no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v.25, n.2, p.237-248.

MORI, S. A. – LISBOA, G. – KALLUNKI, J. A. (1982). Fenologia de uma mata hígrofila sul-baiana. *Theobrama*. Bahia, v.4, n.12, p.217-229.

PIÑA-RODRIGUES, M. C. – PIRATELLI A. J. (1993). Aspectos ecológicos da produção de sementes. In: *Sementes florestais tropicais*. Brasília, ABRATES, p.19-45.

SPINA, A. P. – FERREIRA, W. M. (2001). Floração, frutificação e síndromes de dispersão de uma comunidade de floresta de brejo na região de Campinas (SP). *Acta Botânica Brasílica*. São Paulo, v.15, n.3, p.289–450.

TAROLA, D. C. – MORELLATO, P. C. (2000). Fenologia das espécies arbóreas em floresta de planície litorânea do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v.23,n.1,p.13-26.

VAR DER PIJIL, L. (1982). *Principles of dispersal in higher plants*. Berlim; Springer-Verlag,. 244p.

VIDAL, W. N. – VIDAL, M. R. R. (2000). *Botânica – Organografia – Quadros Sinóticos Ilustrados de Fanerógamos*. Viçosa; Ed. UFV,. 124p., ISBN 85-7269-054-9.

ZAR, J. H. (1999). *Biostatistical Analysis*. 4^0 ED. Prentice Hall, New Jersey,. 1 CD.

A riqueza de gêneros de Odonata pode substituir a riqueza de espécies, em análises de prioridades para a conservação da biodiversidade?

Daniela Chaves Resende[1] e Paulo De Marco Júnior[2]

1 Doutorado em Entomologia – Universidade Federal de Viçosa – dcresende@vicosa.ufv.br.

2 Laboratório de Ecologia Quantitativa – Dep. de Biologia Geral - UFV, MG

1. Introdução

Estudos sobre a distribuição espacial das espécies são importantes para a tomada de decisões na biologia da conservação. Em função disso, os padrões de biodiversidade deveriam ser construídos com base na riqueza de espécies ou, ainda, com base em informações sobre a genética das populações (Grelle 2002), principalmente, porque muito mais do que a conservação da riqueza de espécies, o objetivo das ações conservacionistas é a conservação dos processos biológicos e das funções mínimas para o funcionamento dos ecossistemas (Didham 1996).

No entanto, a determinação taxonômica de muitos grupos pode se tornar um empecilho, principalmente, se considerarmos a alta diversidade das regiões neotropicais, ao passo que o uso da riqueza de um nível taxonômico superior como substituto para a riqueza de espécies poderia fornecer a agilidade necessária aos trabalhos de conservação.

O objetivo deste trabalho foi testar se a riqueza de um nível taxonômico superior (gênero) está correlacionada com a riqueza de espécies de Odonata em áreas de Mata Atlântica de modo a permitir a substituição deste índice em estudos de mapeamento da distribuição das espécies.

2. Métodos

Este trabalho inclui informações sobre a riqueza de Odonata para as áreas do Domínio Atlântico, que foi aqui definido como sendo as áreas de Mata Atlântica *sensu-strito*, as áreas de Matas de interior com continuidade estrutural com a Mata Atlântica e as áreas costeiras com suas restingas.

A distribuição espacial das espécies de Odonata foi obtida na construção de um banco de dados a partir da literatura. Na entrada de cada espécime no banco de dados, as principais informações anotadas foram: gênero, espécie, sexo, localidade, local, posição geográfica completa (latitude e longitude do local de coleta), altitude, coletor e determinador.

Organismos coletados em dias diferentes ou por coletores diferentes, na mesma localidade, foram considerados como registros diferentes. Este critério visou disponibilizar o maior detalhamento possível das informações obtidas. Para os casos em que não houve informação detalhada sobre a posição geográfica do ponto exato de coleta, nós utilizamos a posição aproximada do município mais próximo.

Este banco de dados de forma tabular foi integrado em um

sistema de informações geográficas para obtermos análises quantitativas das manchas de diversidade. As análises de riqueza de espécies foram desenvolvidas a partir do programa DIVA-GIS (Hijmans *et al.* 2002). Estabelecemos grades de 0.5º, em toda área de estudo, para a estimativa do número de espécies, de gêneros e do número de registros. Para testar a correlação entre o número de espécies e o número de gêneros, dentro das grades estabelecidas, nós realizamos análises regressão linear, segundo procedimento padrão (Zar 1999).

O método de regressão não-linear, com função de perda por mínimos quadrados e pelo método iterativo Quasi-Newton (Ebert & Russell 1994), foi utilizado para avaliarmos o ajuste dos dados de riqueza à curva do coletor. Para retirar um possível efeito do número de amostras sobre a relação entre o número de espécies e de gêneros, nós refizemos a regressão linear utilizando apenas os resíduos dos ajustes à curva do coletor.

3. Resultados

Os dados brutos sugerem uma forte relação entre o número de gêneros e espécies de Odonata no Domínio da Mata Atlântica (Número de espécies = (-0,60) + 1,77 * número de gêneros; R^2=94,9%). Essa relação permite uma alta previsibilidade do número de espécies a partir do número de gêneros. No entanto, pode haver um forte efeito amostral relacionado à detecção do número de qualquer taxa e, em função disso, a relação observada entre número de gêneros e espécies pode ser apenas um artefato originado deste fato.

Tanto a riqueza de espécies (Número de espécies = 1,48 * (número de amostras) ^{0,73}; R^2=84,9%) quanto de gêneros (Número de gêneros = 1,07 * (número de amostras) ^{0,66}; R^2=76,7%) se ajustaram à curva do coletor. Nos dois casos fica evidente que os locais observados como os de maior riqueza foram apenas os locais onde o número de registros foi maior, sugerindo que o esforço de coleta nas demais regiões precisa ser aumentado para que os padrões reais de diversidade possam ser revelados.

A relação entre o número de espécies e o número de gêneros foi confirmada a partir de uma análise de regressão, na qual utilizamos os resíduos dos ajustes às duas curvas do coletor. Desta forma, existe uma relação real considerável entre a riqueza de gêneros e de espécies para Odonata, dentro do Domínio Atlântico (Resíduo do num. de espécies = (-0,20) + 1,30 * resíduo do número de gêneros; R^2=79,6%).

A partir de uma análise visual dos resíduos obtidos podemos perceber que a relação entre o número de gêneros e de espécies foi determinada principalmente pelos locais com maior número de registros e que um grande número de pontos apresentaram valores de resíduos próximos de zero, que são as regiões onde o número de registros foi pequeno demais para se observar qualquer efeito na diversidade de espécies que fosse independente do efeito amostral.

4. Conclusão

Para obtermos respostas rápidas e ao mesmo tempo úteis e capazes de garantir um elevado sucesso no manejo e conservação, nós deveríamos ser capazes de compreender melhor o efeito da perda de diversidade na manutenção das funções mínimas necessárias à preservação do sistema em interesse. Neste sentido, talvez o passo mais importante a ser dado agora seria nos tornarmos capazes de quantificar o papel funcional, indiretamente, a partir de dados de abundância e diversidade de ambientes com algum distúrbio, como por exemplo, em ambientes fragmentados (Didham *et al.* 1996). A presença de predadores, por exemplo, deve ter um papel relevante no funcionamento de um ecossistema (Didham *et al.* 1996) e, apesar disso, muito poucos estudos têm enfatizado esta questão.

Assim como observado para outros taxa, em outros locais (Grelle 2002) a riqueza de gêneros de Odonata, no Domínio Atlântico, pode ser utilizada como substituto da riqueza em espécies apesar dos resultados deste trabalho deixarem clara a necessidade de mais levantamentos, com número de amostras mínimos, para que possamos comparar a diversidade entre diferentes locais. O problema do efeito do número de amostras, até então, tinha sido controlado a partir do uso exclusivo de levantamentos com o mesmo número de amostras (Grelle 2002). No entanto, este tipo de controle leva a uma redução drástica no número de amostras disponíveis, o que torna a metodologia utilizada neste trabalho bastante vantajosa.

5. Bibliografia

Didham, R., J. Ghazoul, N. Stork, and A. Davis. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. Tree 11:255-260.

Ebert, T. A., and M. P. Russell. 1994. Allometry and model II nonlinear regression. Journal of Theoretical Biology 168:367-372.

Grelle, C. E. V. 2002. Is higher-taxon analysis an useful surrogate of species richness in studies of Neotropical mammal diversity? Biological Conservation 108:101-106.

Hijmans R. J., L. Guarino, and E. Rojas. 2002. DIVA-GIS, version 2. A geographic information system for the analysis of biodiversity data. Manual. International Potato Center, Lima, Peru.

Zar J. H. 1999. Biostatistical analysis., 4nd edition. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J.

Diversidade de pequenos mamíferos em um habitat fragmentado de Mata Atlântica, na região serrana do estado do Espírito Santo.

David Ribeiro [a], *Jenilson Dalmaschio* [b] *& Marcelo Passamani* [a]

[a] *Escola de Ensino Superior do Educandário Seráfico São Francisco de Assis(ESESFA) (Ribeiro.d@bol.com.br)* [b] *Universidade Federal do Espirito Santo (UFES)*

1. Introdução

A Floresta Atlântica é considerada como um dos mais importantes "Hotspots" de biodiversidade do mundo (Myers *et al*., 2000), e também uma das mais ricas e endêmicas (Myers, 1980; Mittermeier, *et al.*, 1998). Ao longo do tempo, ela vem sofrendo severa redução (Whitmore, 1997), correspondendo hoje a cerca de 8% da cobertura original (Fundação SOS Mata Atlântica *et al*., 1998). Um dos mais importantes processos advindos desta destruição é a fragmentação, que é quando uma área contínua é reduzida ou dividida em dois ou mais fragmentos (Primack & Rodrigues, 2001), tendo como uma das principais conseqüências o isolamento dos remanescentes florestais (Norris & Stutchbury, 2001). Esses remanescentes restringem-se na sua maioria a pequenos e isolados fragmentos (Pires *et al*., 2002), sendo isto uma das principais causas da redução de biodiversidade (Turner, 1996). Com isso o presente trabalho tem o objetivo de determinar a riqueza, abundancia das espécies pequenos mamíferos e o uso de estratos por elas usados em um fragmento de Floresta Atlântica da região serrana do Município de Santa Teresa -ES.

2. Metodologia

O estudo foi realizado no município de Santa Teresa, nas coordenadas 19º 58'S e 40º 35'W, em um fragmento de Floresta Atlântica de propriedade privada, com cerca de 7,6 ha. A região de Santa Teresa apresenta uma vegetação nativa predominante de Floresta Pluvial Atlântica, *sensu* Rizzini (1979) e uma precipitação média anual em torno de 1500 mm com uma temperatura média anual em torno de 18º C (Chamas, 1995). As coletas foram realizadas entre os meses de maio de 2002 e maio 2003, sendo as armadilhas abertas mensalmente durante 5 dias consecutivos. Na área de amostragem, foi estabelecido uma grade de coleta contendo três transectos paralelos de 60 m cada, eqüidistantes 50 m, compreendendo assim, uma área de 0,6 ha. Os pontos de captura foram estabelecidos ao longo dos transectos, distando 15 m um do outro, totalizando 5 pontos por transecto. Em cada ponto foram colocadas 2 armadilhas: uma disposta no solo (estrato inferior), e outra fixada em galhos de árvores entre um e dois metros de altura (estrato médio). As armadilhas utilizadas foram do tipo alçapão (live traps) de arame galvanizado, dispostas nos diferentes estratos da vegetação, perfazendo um total de 30 armadilhas.

O método utilizado para a coleta foi o de captura-marcação-recaptura, sendo utilizado como iscas, banana e óleo de fígado de bacalhau (Emulsão de Scot). Os animais capturados foram identificados e marcados com brincos numerados. Para a identificação, alguns espécimes testemunhos foram coletados e depositados na

coleção do Museu de Biologia Professor Mello Leitão (MBML) para posteriores comparações. O sucesso de captura da espécie foi obtido multiplicando o número total de capturas por 100 e dividindo o resultado pelo esforço de captura. Para avaliar a preferência no uso de estratos da vegetação foi utilizado o teste do X^2 (Zar, 1984).

3. Resultados e Discussão

Em um esforço de 1950 armadilhas/noites foram obtidas 269 capturas de 99 indivíduos, representando 11 espécies de pequenos mamíferos. Os animais capturados estão distribuídos em três ordens, sendo 5 espécies da ordem Rodentia, 5 espécies da ordem Didelphimorphia e apenas uma espécie da ordem Primates. A espécie *Marmosops incanus* foi a mais abundante, com 36 indivíduos, ou 36,4% do total capturado. As outras espécies mais capturadas foram, respectivamente, *Nectomys squamipes* com 21,2%, *Sciurus aestuans* e *Gracilinanus microtarsus* com 10,1% cada, seguidos de *Didelphis aurita* e *Callithrix geoffroyi* ambos com 4,0%, *Micoureus travassosi*, *Oryzomys sp.* e *Philander frenata* com 3,% cada, *Rhipidomys mastacalis* com 2,% e *Oligoryzomys sp.* com apenas 1,%, o que perfaz um sucesso de captura de 11,5%. Com relação à riqueza de espécies de pequenos mamíferos, a área de estudo apresentou um baixo número de espécies, principalmente se comparada com outras áreas amostradas no mesmo município, sendo uma das áreas de maior riqueza de espécies de mamíferos da Mata Atlântica (Passamani *et. al.*, 2000). Talvez isto esteja relacionado ao fato deste fragmento ser muito pequeno e, portanto, ter menor número de espécie, conforme o que diz a teoria da biogeografia de ilhas (MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967).

Quanto aos marsupiais e roedores, apesar de Passamani *et. al.* (2000) e Dalmaschio (2002), capturarem maior número de espécies de marsupiais do que roedores em regiões de Mata Atlântica do estado do Espírito Santo, a área de estudo não apresentou diferença entre estes grupos. Porem quando comparamos os resultados de abundancia obtidos por Passamani *et al*. (2000), com os da área de estudo, podemos confirmar o quão abundantes são os marsupiais, representando aproximadamente 76.14%, e os roedores, representaram cerca de 23.86%. Isso indica que os didelfídeos sejam mais comuns em áreas secundárias com grande influência antrópica do que em áreas primárias, como o proposto por Charles-Dominique *et al.* (1981).

Quanto ao uso de diferentes estratos da vegetação, as armadilhas localizadas no estrato médio (sobre galhos de árvores), tiveram uma maior representatividade com aproximadamente 60% das capturas totais, enquanto o estrato inferior (solo), representou apenas cerca de 40% do total de captura, sendo esta frequência de captura significativamente diferente entre os estratos ($X^2 = 10,52$; $p = 0,001$). Dentre as espécies capturadas nos diferentes estratos, apesar de um maior número de espécies terem sido capturadas no estrato médio (n=9) do que no estrato inferior (n=7), não houve diferença estatística entre o número de espécies nos diferentes estratos da vegetação ($X^2 = 0,25$; $p = 0,617$). Porém algumas especies como *G. microtarsus* e *R. mustacalis* foram capturadas exclusivamente no estrato médio, e *D. aurita*, *N. squamipes*, *Oligoryzomys sp* e *Oryzomys sp*, foram capturadas somente no estrato inferior. Estes dados atestam o hábito arborícola e escansorial de algumas espécies (Fonseca & Kierulff, 1989;Fonseca *et al.*, 1996), evidenciando assim o quão importante é a cobertura vegetal, principalmente o estrato arbóreo para algumas destas espécies.

4. Conclusão

A baixa riqueza de espécies encontrada na área de amostragem, pode estar relacionado com uma série de efeitos antrópicos que a área vem sofrendo, como a caça, o corte seletivo de madeira e a presença de animais domésticos como cães e gatos. Com isso, este estudo apresenta algumas informações importante para a conservação da fauna da Mata Atlântica, contribuindo para futuras ações de manejo e conservação dos remanescentes de Floresta Atlântica que ainda persistem na região.

5. Referências

Chamas, C. C. (1995). Espécies com Potencial Ornamental da Estação Biológica de Santa Lúcia – Santa Teresa, ES. 1995. *Monografia de Especialização em Ecologia e Recursos Naturais*. Departamento de Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal do Espirito Santo, Vitória. 1995.

Charles-Dominique, P.; Atramentowicz, M.; Charles-Dominique, M.; Gérard, H.; Hladik, A.; Hladik, C. M.; Prévost, M. F. (1981). Les mamiferes arboricoles nocturnes d'une forest guyanaise: interrelations plantes-animaux. *Terre et Vie*, 35: 341-435.

Foseca, G.A.B.; G. Hermann; Y.L.R. Leite; R.A. Mittermeier; A.B. Rylandds & J.L. Patton. (1996). Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* 4:1-38.

Fonseca, G.A.B. & Kierulff, M.C.M. (1989). Biology and natural history of Brasilian Atlantic Forest small mammals. *Bull. Flor. State Mus. Biol. Sci*. 34(3):99-152

Fundação S.O.S. Mata Atlântica; ISA; INPE (1998). *Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados do Domínio da Mata Atlântica no Período de 1990 – 1995*. Fundação S.O.S. Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais e Instituto Sócioambiental: São Paulo.

MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N.J.

Mittermeyer, R.A.; Myers, N.; Thomsen, J.B.; Fonseca, G.A.B.; Oliveri, S. (1998). Biodiversity hotspots and major tropical widerness area: approaches to setting conservatin priorities. *Conservevation Biology*. v.12, p.516-520.

Myers, S.N. (1980). *Conservation of the tropical moist forest*. National Research Council. Comitee on Research Priorities in Tropical Biology.

Myers, S.N.; Mittermeyer, R.A.; Fonseca, G.A.B.; Kent, J. (2000). *Biodiversity hotspots for conservation priorities*. Nature v.403, p.191-211.

Norris, D.R.; Stutchubury, B.J.M. (2001). Extraterritorial movements of a forest songbird in a fragmented landscape. *Conservation Biology.* v.15, n.3, p.729-736.

Passamani, M. (2000). Análise da comunidade de marsupiais em Mata Atlântica de Santa Teresa, Espírito Santo. *Boletim do Museu de Biologia Profº Mello Leitão*. v.11/12, p.215-228.

Passamani, M.; Mendes, S.L.; Chiarello, A.G. (2000) Non-volant mammals of the Estação Biológica de Santa Lúcia and adjacent áreas of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil. *Boletim do Museu de Biologia Profº Mello Leitão*. v.11/12, p.201-214.

Pires, A.S.; Lira, P.K.; fernandez, F.A.S.; Schittiini, G.M.; Oliveira, L.C. (2002). Frequency of movements of small mammals among Atlantic Costal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*. v.108. p.229-237.

Primack, R. B.; Rodrigues, E. (2001). *Biologia da conservação*. Editora Midiograf, Londrina – PR (2): 95pp.

Rizzini, C. T. (1979). *Tratado de Fitogeografia do Brasil: aspectos sociológicos e florísticos*. v.2, São Paulo: HUCITEC.

Turner, L.M. (1996). Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*. v.33 p.200-209.

Whitmore, T.C. (1997) Tropical Forest disturbance, disappearance and species loss. In: Laurance, W.F., Bierregaard, R.O., (eds.), *Tropical Forest remnants, ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago: University of Chicago press. p.3-12.

Influência da Fragmentação Florestal na Decomposição Foliar de uma Mata Atlântica na Rebio União, RJ.

Deborah Monteiro da Gama[a] & Dora Maria Villela[b]

[a] Doutoranda da Universidade Estadual do Norte Fluminense (gamadm@uenf.br) [b] Professora da Universidade Estadual do Norte Fluminense (dora@uenf.br)

1. Introdução

A fragmentação de habitats é possivelmente a mais profunda alteração antrópica do meio ambiente. Muitos ecossistemas naturais, que eram quase contínuos a poucas décadas, foram transfor-

mados em uma paisagem em mosaico formada por manchas isoladas do habitat original circundadas por áreas transformadas (Harris, 1984). No sudeste do Brasil, a fragmentação já atinge um estágio muito avançado. A preservação das áreas remanescentes da Mata Atlântica nesta região foi apontada por Câmara (1983) e Fonseca & Robinson (1990) como um dos maiores problemas de conservação do país, sendo Poço das Antas e União, duas Unidades de Conservação (Ucs) importantes no Norte Fluminense. A Mata Atlântica é um ecossistema com muitas espécies endêmicas, reduzidas a pequenas populações dispersas que se não forem seriamente preservadas poderão ser extintas.

Uma questão relacionada à fragmentação florestal é que há uma série de alterações ecológicas associadas à proximidade da borda de um fragmento, as quais são conhecidas como efeito de borda (Malcolm, 1994). Basicamente, dois grupos de fatores determinam a extenção e magnitude dos efeitos de borda nos fragmentos florestais: a estrutura da borda, que pode , em alguns casos, desenvolver uma vegetação secundária, tamponando o interior da floresta (Camargo & Kapos, 1995); e o microclima, que normalmente sofre alterações com extenções variadas nas bordas dos fragmentos (Camargo & Kapos, 1995, Didham & Lawton, 1999).

O efeito do desmatamento sobre a dinâmica de nutrientes foi observado em florestas da Guatemala, onde se atribuiu que as diferenças encontradas na composição da serrapilheira estariam relacionadas à alterações na composição florística ocasionada pelo corte seletivo (Ewel 1976). A influência da diversidade de espécies na quantidade e qualidade nutricional da serrapilheira foi verificada em florestas secundárias da Etiópia (Lisanework & Michelsen 1994). Em uma floresta amazônica na Venezuela, Uhl & Jordan (1984) verificaram uma crescente produção de serrapilheira após cinco anos de corte e queima. Apesar de sua importância, ainda são poucos os estudos sobre o efeito da fragmentação florestal na dinâmica dos nutrientes em florestas tropicais, mais especificamente em Mata Atlântica.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o processo de decomposição da serrapilheira foliar e testar a hipótese de que o efeito de borda diminui a velocidade da decomposição foliar em um fragmento de Mata Atlântica de morrote na REBIO União, RJ.

2. Métodos

A REBIO União localiza-se no distrito de Rocha Leão, município de Rio das Ostras, RJ (22° 27' 30" S e 42° 02' 15" O), e possui uma área total de cerca de 3.100 ha, sendo 2.400 hectares de Mata Atlântica. Com poucas áreas abertas e com cerca de 10% de mata periodicamente inundada, a REBIO UNIÃO possui ainda cerca de 215 ha de sua área coberta por plantios de eucaliptos de diferentes idades e 300 ha em pastagens e campos. Possui ainda cerca de 46 ha de área industrial (casas, escritórios, pátio para tratamento de moirões, na maioria desativados) e 160 ha de áreas de interceptação (estradas, linhas de torres com energia elétrica de alta tensão, gasoduto, torre de comunicação da Embratel, etc.).

A REBIO União, recentemente criada, ainda não possui informações detalhadas sobre as características do solo, vegetação e fauna. As características de clima, geomorfologia e geologia disponíveis para região, são do RADAMBRASIL (1982). Essa carência de informações vem sendo suprida com uma série de estudos sobre a ciclagem de nutrientes e fitossociologia que estão sendo desenvolvidos na área.

Para a realização do presente estudo foram definidas duas áreas num fragmento bem preservado de Mata Atlântica de morrote na REBIO União: 1) borda formada por uma linha de transmissão (Rede) e; 2) interior do contínuo florestal (área controle). Três parcelas de 50 m x 20 m (0,1 ha) foram alocadas aleatoriamente nas bordas e outras três no interior do fragmento, totalizando uma área amostral de 0,6 ha.

Em setembro de 2002, início da estação chuvosa, teve início o experimento de decomposição. Aproximadamente 3 g (peso seco ao ar) de folhas mistas foram colocados separadamente em sacos de serrapilheira (*litter bags*) de 20 cm x 24 cm, com malha de 1 mm e furos laterais de 10 mm de diâmetro (malha grossa) e em sacos com malha de 45 mm (malha fina) para exclusão da macro e mesofauna. Um grupo de oito sacos de serrapilheira de malha grossa e outro grupo de malha fina foram alocados de forma aleatória nas parcelas de borda e interior. Até o presente momento foram realizadas 7 coletas, perfazendo um total de 230 dias de amostragem, restando apenas uma coleta para conclusão do estudo, totalizando 320 dias. Após cada coleta, as folhas contidas nos sacos de serrapilheira foram secas (80 °C, 24hs) e pesadas.

3. Resultados e Discussão

O percentual remanescente da massa foliar durante os 230 dias de decomposição do experimento de malha grossa foi menor no interior (54%) do que na borda (63%), mostrando uma maior velocidade na decomposição no interior do fragmento florestal. Esse mesmo padrão pode ser observado para cada intervalo de coleta, exceto para os primeiros sete dias de experimento, onde 14% das folhas foram decompostas no interior e 11% na borda. Foi possível observar uma maior perda de massa nos 32 dias iniciais do experimento, onde 87% do total decomposto foi perdido no interior e 73% na borda, enquanto que nos 198 dias restantes, foi decomposto 13% do total no interior e 27% na borda da mata.

Para o experimento com malha fina, o percentual de massa remanescente foi menor no interior (57%) do que na borda (63%) ao final de 230 dias. Com relação aos diferentes tempos de amostragem, o material apresentou o mesmo comportamento que o experimento com malha grossa. Entretanto, as diferenças de percentual de massa remanescente entre interior e borda foram menos acentuadas do que no experimento citado acima, sendo que no terceiro tempo de coleta foi observada a maior diferença entre as áreas estudadas, onde 35% das folhas foram decompostas no interior e 27% na borda.

Os resultados encontrados mostram uma provável interferência da borda no processo de decomposição foliar na Mata Atlântica da Rebio União, RJ. A proximidade com a borda parece alterar algumas características do ambiente que influenciam a decomposição, como, por exemplo, o clima e a florística da mata (Coûteaux *et al*., 1995). A umidade do solo no interior (28%) da mata foi maior do que a encontrada na borda (14%). Isto pode ter influenciado na decomposição, de modo a acelerar tal processo. Didham e Lawton (1997), em um trabalho realizado numa floresta de terra firme na Amazônia, observaram um gradiente crescente na decomposição da borda em direção ao interior da mata, relacionando este fato, principalmente com a variação da temperatura e umidade neste gradiente.

Segundo Rodrigues (comunicação pessoal), existe uma diferença quanto a densidade de árvores de grande porte entre interior e borda, onde 11 árvores com diâmetro superior a 60 cm foram encontradas no interior e apenas uma na borda. A composição florística das áreas também foi diferente, com a borda da mata apresentando espécies pioneiras que não foram encontradas no interior. Estas alterações podem ter influenciado o padrão de decomposição das folhas, tornando-o mais acelerado no interior do que na borda, já que a qualidade das folhas pode estar sendo modificada pela diferente florística encontrada entre interior e borda do fragmento. Chen *et al*. (1999) evidenciaram uma maior taxa de mortalidade e recrutamento de espécies arbóreas com conseqüente modificação da composição florística na mata por ele estudada.

Pode-se explicar a decomposição mais acelerada nos primeiros 32 dias de experimento através do regime de chuvas, uma vez que o experimento teve início no início da estação chuvosa. De acordo com Coûteaux *et al*. (1995), o padrão sazonal das chuvas em florestas tropicais pode ter grande influência na liberação de nutrientes, tendo um efeito regulador dos processos de decomposição.

4. Conclusão

A fragmentação florestal parece ter alterado a decomposição foliar de modo a diminuir a sua velocidade nas áreas sob influência da borda na Rebio União, RJ.

Ao final dos 230 dias de experimento, não ficou evidente uma diferença na velocidade de decomposição entre as folhas que estavam

em sacos com malha grossa e malha fina nas duas áreas estudadas.

5. Referências Bibliográficas

CÂMARA, I.G. (1983) Tropical moist forest conservation in Brazil. *In*: S. L. Sutton; T. C. Whitmore & A. C. Chadwick (Eds.), *Tropical Rain Forest: Ecology and Management* (pp. 413-421). Oxford: Blackwell Scientific Publications.

CAMARGO, J.L.C. e Kapos, V. (1995) Complex edge effects on soil moisture and microclimate in Central Amazonian forest. Journal of Tropical Ecology 11:205-221.

COÛTEAUX, M., Bottner, P. e Berg, B. (1995) Litter decomposition, climate and litter quality. Tree.

DIDHAM, R.K. e Lawton, J.H. (1999) Edge structure determines the magnitude of chenges in microclimate and vegetation structure in Tropical forest fragments. Biotropica 31(1): 17-30.

EWEL, J. (1976) Litterfall and litter decomposition in a tropical forest sucession in eastern Guatemala. *Jourral of Ecology, 64*, 293-308.

HARRIS, L. D. (1984) *The Fragmented Forest: Island Biogeographic Theory and the Preservation of Biotic Diversity*. Univ. Chicago Press, Chicago.

LISANEWORK, N. & Michelsen, A. (1994) Litterfall and nutrient release by decomposition in three plantations compared with a antural forest in the Ethiopian highland. *Forest Ecology and Management* 65, 149-164.

MALCOLM, J.R. (1994) Edge effects in Central Amazonian forest fragments. Ecology 75(8): 2438-2445.

UHL, C. & Jordan, C.F. (1984) Succession and nutrient dynamics following forest cutting and burning in Amazonia. *Ecology*, 65, 1476-1490.

Regeneração sob a copa de duas espécies atrativas para dispersores de sementes (*Cecropia glaziovii* snethl. e *euterpe edulis* mart .).

Denis Faquim Araki [a]; Isabel Cristina. Fialho Harder [b], Débora Cristina Rother [c], & Renato Miazaki de Toledo [d]

[a] Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" /USP (dfaraki@esalq.usp.br) [b] Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" /USP [c] Universidade Estadual Paulista / Rio Claro [d] Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" /USP

1. Introdução

Um dos temas centrais do manejo da vida silvestre é entender como a fauna influencia as populações vegetais e como a distribuição desses recursos no ambiente afeta a abundância e a reprodução dos animais (Worthington, 1982).

A interação animal-planta estudada no âmbito da frugivoria e da chuva de sementes é um aspecto reconhecidamente importante para a restauração de ambientes degradados (Wunderlee, 1997), pois muitos dispersores atuam no transporte de sementes de florestas primárias para as áreas alteradas (Guevara et al., 1993). Esse fato torna relevante o entendimento de como os processos de regeneração ocorrem para ajudar na restauração (Duncan et al., 1999).

Com base nisso e assumindo que ocorra chuva de sementes diferenciada sob a copa de espécies arbóreas atrativas de fauna, o presente trabalho partiu da hipótese de que a composição e a riqueza de espécies arbustivo/arbóreas regenerantes sob a copa de *Cecropia glaziovii* (embaúba) e *Euterpe edulis* (palmito jussara), se diferenciam pela visitação de animais dispersores.

2. Métodos

O trabalho foi realizado no Parque Estadual Intervales (24º 12' –24º 25' S e 48º 03' –48º 30' W), município de Ribeirão Grande, estado de São Paulo em uma área de vegetação secundária de Floresta Ombrófila Densa Montana com histórico de intensa exploração de palmito e madeira.

Foi realizado o levantamento florístico de 20 parcelas circulares de 3,0 m de raio, resultado de 5 réplicas dos quatro tratamentos comparados neste trabalho: "interior sob palmito jussara" (tratamento P), "testemunha interior" (tratamento Ti), "borda sob embaúba" (tratamento E) e "testemunha borda" (tratamento Tb). O levantamento utilizou como critérios de inclusão: o hábito das espécies, que deveria ser arbóreo ou arbustivo; e a altura dos indivíduos, que deveria ser superior a 0,4 m e inferior a 2,0 m.

O centro das parcelas dos tratamentos "interior sob palmito jussara" e "borda sob embaúba" foi determinado através da projeção vertical do centro da copa da planta sobre o solo. A determinação da localização das parcelas dos tratamentos "testemunha interior" e "testemunha borda" se deu aleatoriamente, assumindo 10 metros como distância mínima entre as áreas testemunhas e palmito jussara ou embaúbas.

As plantas coletadas foram primeiramente identificadas e então classificadas segundo a síndrome de dispersão e fenologia de acordo com dados bibliográficos (São Paulo, 1998; Campassi, 2002; Izar, 1996; Galetti et al., 1991; Petroni, 1997; Nascimento, 1994; Lorenzi, 1992). Segundo a síndrome de dispersão as espécies foram agrupadas em "zoocóricas" (dispersas por animais) e "não zoocóricas" e quanto à fenologia, as espécies zoocóricas foram classificadas por comparação com a fenologia da embaúba e do palmito jussara como "frutificação antagônica" ou "frutificação concomitante".

Os dados de síndrome de dispersão, riqueza de espécies, abundância e fenologia foram analisados por regressão de Poisson. A relação frutificação concomitante por frutificação antagônica foi analisada segundo um modelo normal (dados logaritmizados).

3. Resultados e discussão

Contrariando a hipótese inicial não houve diferenciação significativa quanto à riqueza de espécies arbustivas/arbóreas. Os contrastes P (tratamento "interior sob palmito jussara") versus Ti (testemunha interior) e E (tratamento "borda sob embaúba") versus Tb (testemunha borda) apresentaram p-valores iguais a 0,843 e 0,233, respectivamente.

O número de plantas foi significativamente maior no tratamento P do que no tratamento Ti (p=0,050). Não se observou diferença significativa (p=0,332) entre os grupos E e Tb.

Segundo Morellato & Leitão-Filho (1992) a síndrome de dispersão das espécies vegetais de florestas tropicais, mais freqüente, é a zoocórica, ocorrendo em cerca de 80% das plantas. As comparações P versus Ti e E versus Tb não mostraram diferenças significativas para a proporção de zoocóricas (p=0,162 e p=0,961, respectivamente). No entanto, o interior de mata apresentou proporcionalmente mais zoocóricas do que a borda de mata de forma significativa (p=0,0001).

Para a fenologia, o contraste P versus E mostrou que a razão concomitante/antagônica é significativamente maior (p=0,032) para palmito jussara. Segundo os resultados, ocorreu um agrupamento de espécies de frutificação concomitante sob o palmito, podendo demonstrar que esta espécie de planta pode funcionar como poleiro de alimentação para a fauna. Reis & Kageyama (2000) em trabalho realizado em Blumenau (SC), confirmam que as dispersões primária e secundária do palmito seriam também resultantes da fenologia concomitante de outras espécies arbóreas.

Na borda, a proporção de espécies de frutificação concomitante x antagônica não se diferenciou significativamente na presença ou ausência da embaúba, indicando que a embaúba pode funcionar como poleiro natural mesmo fora do seu período de frutificação, principalmente por sua arquitetura de copa.

Segundo a regressão logística da distribuição das espécies sem dados fenológicos, para os quatro tratamentos ajustados a P ("interior sob palmito jussara"), onde existia a maior concentração de espécies estudadas, a probabilidade de se encontrar espécies com fenologia desconhecida foi 1,5 vezes maior em "testemunha interior", 2,2 vezes maior em "borda sob embaúba" e 3,4 vezes maior em "testemunha borda". Esses resultados evidenciam a necessidade de mais estudos fenológicos em áreas de vegetação secundária.

4. Conclusões

Os padrões encontrados reforçaram a hipótese de que o palmito jussara atua como poleiro natural efêmero e a chuva de sementes diferenciada que ocorre sob a sua copa durante os meses de frutificação repercute em comunidade diferenciada de plântulas ao seu redor. Apresenta portanto, grande potencial ecológico para a restauração de florestas secundárias.

Na borda da mata, a comunidade de plântulas sob a embaúba não se diferenciou significativamente. Ainda que ocorra chuva de sementes diferenciada, em função da visitação de fauna, este fato não garantiu o estabelecimento de uma comunidade de plântulas que se diferenciasse significativamente de áreas sem embaúba.

As espécies encontradas na borda da mata são menos estudadas quanto a sua fenologia, o que pode ter interferido na avaliação dos resultados para embaúba.

Assim há necessidade de estudos de fenologia, acompanhamento da dinâmica populacional e dos níveis de interação das espécies dentro destas formações vegetais para melhor entendimento da dispersão.

5. Bibliografia

CAMPASSI, F. Síndromes de dispersão das espécies arbóreas da Mata Atlântica. Trabalho de conclusão de curso. Instituto de Biociências, UNESP: Rio Claro. 60p., 2002.

DUNCAN, R.; CHAPMAN, C.A. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. Ecological Applications. v.9. p. 998-1008, 1999.

GALETTI, M.; PIZO, M. A.; SIMÃO NETO, I. Partilha de recursos alimentares entre psitasídeos simpátricos da Fazenda Intervales. Campinas: UNICAMP, 1991.

GUEVARA, S.; LABORDE, J. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. Vegetatio. v. 107-108, p. 319-338, 1993.

IZAR, P. Análise da estrutura social de um grupo de macaco-prego (*Cebus apella*) na Mata Atlântica. São Paulo: Instituto de Psicologia: USP, 26p., 1996.

LORENZI, H. Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa: Editora Plantarum. 1992.

MORELLATO, L. P.; LEITÃO-FILHO, H. F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L. P. (Coord.). História Natural da Serra do Japi. Editora da UNICAMP/ FAPESP. P. 112-141, 1992.

NASCIMENTO, F. H. F. A sucessão vegetal secundária inicial na Mata Atlântica, sobre a Serra de Paranapiacaba, Ribeirão Grande, SP. Dissertação de Mestrado. São Paulo: Instituto de Biociências, USP, 1994.

PETRONI, L. M. Caracterização da área de uso e dieta do Monocarvoeiro (*Brachyteles arachnoides*, Cebidae-Primates) na Mata Atlântica, Serra de Paranapiacaba, São Paulo. São Paulo: Instituto de Biociências, USP, 57p., 1997.

REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y. Dispersão de sementes do palmito jussara (*Euterpe edulis* Martius - Palmae). In Reis, M. S.; Reis A. (Ed.). *Euterpe edulis* Martius (palmito jussara): Biologia, conservação e manejo. Itajaí. Herbário Barbosa Rodrigues, p. 60-92, 2000.

SÃO PAULO, Fundação para a Conservação e Produção Florestal, Parque Estadual Intervales: Plano de gestão ambiental fase 1, Secretaria do Meio Ambiente – São Paulo: SMA. 231p, 1998.

WORTHINGTON, A. H. Population sizes and breeding rythms of two species of manakins in relation to food supply. In: The ecology of tropical forest: seasonal rythms and long-term changes. Leigh Jr., E. G.; Rand, A. S.; Windsor, D. M. (ed). Smithsonian. Inst. Press. Washington, DC, p. 213-225, 1982.

WUNDERLEE, J. M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. Forest Ecology Management. v. 9, p. 223-235, 1997.

A conservação das abelhas sociais nativas (Apidae, Meliponinae) e a produção de rainhas em Plebeia remota *Holmberg 1903.*

Denise de Araujo Alves [1,2,3], Márcia de Fátima Ribeiro[1] & Vera Lúcia Imperatriz Fonseca[1]

[1] Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de S. Paulo; [2] Universidade Presbiteriana Mackenzie; [3] Bolsista de IC do CNPq

1.Introdução

Os serviços ambientais providos pelas abelhas como polinizadoras de ambientes naturais e agrícolas têm sido objeto de considerações recentes, essenciais para a Conservação Biológica. Em especial, destaca-se o programa proposto pelo governo brasileiro à Convenção da Diversidade Biológica, referente ao papel das abelhas como polinizadoras, aprovado pela Conferência das Partes 5, em Nairobi, realizada em 2000. A partir deste fato, a FAO (Food and Agriculture Organization) foi escolhida pelas Nações Unidas como facilitadora do processo, tendo coordenado uma proposta de projetos integrados, aprovada pela COP6.

Nesta proposta (conhecida como Iniciativa Internacional dos Polinizadores) há uma ênfase especial para o uso de animais nativos em programas regionais de polinização, uma vez que a introdução de espécies, de um modo geral, tem sido considerada como indesejável do ponto de vista ecológico. O conhecimento da biologia dos polinizadores potenciais é da maior importância para que seus ninhos possam ser multiplicados e usados em áreas agrícolas. A falta de dados básicos de sua biologia, entretanto, dificulta esta tarefa, incluindo aqui a produção dos sexuados.

O Brasil é muito rico em espécies de abelhas sem ferrão, os meliponíneos. Estas são abelhas sociais que se caracterizam por apresentar uma alimentação maciça da cria; e sua biologia está fortemente ligada à preparação de células de cria individuais, o aprovisionamento com alimento larval líquido e a oviposição da rainha (POP). Questões referentes à organização social envolvidas neste processo são a eventual produção de ovos tróficos e reprodutivos por operárias, sumarizados por Velthuis *et al*. (2003), que estão relacionados aos mecanismos de produção de machos na colônia; a produção de rainhas (Imperatriz-Fonseca & Zucchi, 1995) e os conflitos resultantes da presença de rainhas virgens na colônia.

A presença de células reais, maiores, para a produção de rainhas, é um dos aspectos fundamentais para a caracterização e agrupamentos das abelhas sem ferrão. Assim sendo, inicialmente estas abelhas eram consideradas como pertencentes à subfamília Meliponinae, que se dividia em duas tribos: Meliponini, composta pelo gênero *Melipona*, onde as rainhas são produzidas em células de tamanho igual às das operárias e machos; Trigonini, composta por vários gêneros, onde há células maiores, especiais, para a produção de rainhas. . Recentemente (ver Michener, 2000), foi sugerida e acatada por muitos taxonomistas uma nova classificação, onde todas as abelhas sem ferrão passam a ocupar a tribo Meliponini, onde poderiam ser consideradas as subtribos Meliponina e Trigonina.

Uma vez que a produção da cria é feita através de alimentação maciça fornecida em célula de cria, as abelhas precisam preparar novas rainhas caso seja necessário substituir a rainha da colônia ou que surja a possibilidade de multiplicar os ninhos, o que é feito através de enxameagem. Nos Meliponina existe uma produção de um excesso de rainhas, todas elas produzidas em células iguais às das operárias. Várias teorias têm surgido para explicar este excesso de rainhas (Kerr, 1950; Ratnieks, 2001; Wenseleers & Ratnieks,2003). Mas os estudos do número de rainhas em várias espécies de *Melipona* são poucos, sendo que somente alguns (por exemplo Sommeijer et al., 2003) tratam de observações de vários anos na mesma espécie. Algumas das descobertas de Kerr, como por exemplo a localização preferencial dos machos no centro dos favos de cria das *Melipona*, foram confirmadas por outros autores (por exemplo, Bezerra, 1995, em *Melipona quadrifasciata*; Koedam, 1999 em *Melipona favosa*). A razão sexual é o primeiro passo para a avaliação das possibilidades de multiplicação das colônias ou de substituição de rainhas, devido à perenidade das colônias; a produção de machos na população deve ser contínua, e pode variar de colônia para colônia.

No caso dos Trigonina, a questão é mais séria, uma vez que quase não há dados sobre a produção de rainhas nestes gêneros tão diversificados comportamentalmente (ver Imperatriz-Fonseca & Zucchi,1995;van Veen, 2000).

Neste trabalho vamos nos referir principalmente a uma espécie de meliponíneos que constrói células reais, *Plebeia remota*. Este gênero é altamente diversificado no sul do Brasil, provavelmente seu centro de origem. *Plebeia remota* ocorre na Mata Atlântica (ninhos coletados em Cunha, estado de S. Paulo) e também no interior do Paraná (ninhos coletados em Prudentópolis).

Aspectos da biologia de *Plebeia remota* de Prudentópolis foram abordados no trabalho de van Benthem *et al*. (1995), onde houve menção à razão sexual encontrada em uma colônia, com dados sobre a produção de rainhas e machos. Estes autores também se referiram à parada de construção de células por estas abelhas no inverno. Esta é uma adaptação ao frio das regiões subtropicais, apresentada por algumas espécies de abelhas sociais, pois a cria é produzida em geral até março e o reinício da construção de células se dá em julho ou agosto (varia com as condições ambientais).Entretanto, esta é uma diapausa reprodutiva apenas: as abelhas podem sair para coletar alimento sempre que a temperatura é favorável.

Iniciamos, em 1998, no Laboratório de Abelhas, um trabalho envolvendo um grande número de colônias, para análise destes aspectos (Ribeiro & Imperatriz-Fonseca, submetido), além de marcação de rainhas para conhecer melhor sua longevidade. Durante esta tarefa, Ribeiro (2001) verificou que as rainhas fecundadas das colônias poderiam ter tamanhos diferentes, sendo que algumas delas eram criadas em células comuns de operárias e não em células reais. Na literatura, Juliani (1967) havia descrito rainhas miniaturas encontradas em *Plebeia julianii*; Schwarz (1948) mencionava o grande número de rainhas com diversos tamanhos em *Cephalotrigona*, referindo-se às observações de von Ihering, 1912. Camargo, publicou, em 1974 um excelente trabalho mostrando a grande variação de tamanho de rainhas em *Schwarziana quadripunctata*; Imperatriz-Fonseca *et al.* , 1997, encontraram rainhas miniaturas em *Nannotrigona testaceicornis*. A seguir foram encontradas muitas rainhas miniaturas em colônias de *Plebeia remota* Homberg, por Ribeiro *et al.* (2002, in press). Duas colônias entre as existentes no laboratório produziram um grande número de rainhas miniaturas em dois meses, indicando uma nova estratégia de produção de rainhas. Ao mesmo tempo, foram medidas 71 rainhas fecundadas, mostrando que muitas delas eram miniaturas, mas seus ninhos normais. Estas colônias lideradas por rainhas miniaturas poderiam produzir células reais e rainhas grandes que, entretanto, nem sempre substituíam as rainhas fecundadas pequenas. A hipótese de Ribeiro é de haver, nestes Trigonina, duas estratégias alternativas: colônias que produzem poucas rainhas criadas em células reais normais versus colônias que produzem muitas rainhas miniaturas e poucas células reais.

O fato de rainhas potencialmente surgirem também a partir de células normais nos levou a uma avaliação mais profunda da razão sexual em *Plebeia remota*, usando para tal 4 colônias. O objetivo desta análise é verificar se rainhas miniaturas ocorrem continuamente ou ocasionalmente em *Plebeia remota*, e qual a taxa de rainhas produzidas em células reais. Neste trabalho vamos apresentar os dados referentes a 5 meses de observação, durante 2003.

2.Material e método

A cada mês, a razão sexual era avaliada, usando-se a seguinte metodologia: o favo, com abelhas prontas para emergir ou com pupas com olhos pigmentados, é retirado da colônia e colocado em uma placa de Petri. Posteriormente, com o auxílio de um alfinete entomológico número 3, cada célula de cria é aberta para a análise do sexo ou casta do indivíduo. Em uma folha de papel impressa com hexágonos, que representam as células de cria, o sexo ou a casta da abelha é anotado.

Após a análise, o favo é recoberto com uma fina camada de cerume e recolocado na colônia de origem (metodologia desenvolvida por Koedam, submetido).

Foram analisadas 4 colônias, sendo 3 delas provenientes da Mata Atlântica (Cunha, SP) e uma de Prudentópolis (Pr). As falhas na análise de dados em alguns meses ocorreu nas colônias onde a retirada do favo para análise iria danificar a construção de células de cria.

3.Resultados

Os resultados foram agrupados por meses de observação. Em fevereiro as 3 colônias observadas produziram 1656 indivíduos, 68,48% de fêmeas e 31,52% de machos; nenhuma rainha foi produzida. Em março, nos favos analisados de 4 colônias foram produzidos1210 indivíduos, sendo 2 rainhas criadas na mesma colônia, uma em célula normal e outra em célula real; em porcentagem,73,72% de fêmeas eram operárias, 0,16% rainhas e 26,12% machos. No mês de abril os favos das 4 colônias poduziram1025 indivíduos, sendo 66,34% de operárias e 33,66% de machos. Em maio foram analisados favos de duas colônias apenas, que produziram 712 células, 68,52% de operárias e 31,48% de machos. Em junho tivemos 3 colônias analisadas, com produção de rainhas em duas delas (1 e 2). Este mês apresentou 98.41% de operárias e 0,64% de machos (n= 630).

4.Discussão

A análise de 5.567 pupas em 5 meses mostrou que 71,24% foram operárias, 0,07% rainhas e 28,66% machos. Assim como nos dados de van Veen (2000) para *Tetragonisca angustula*, os únicos disponíveis para Trigonina, o número de rainhas produzido foi muito pequeno. Entretanto, é preciso considerar que, de 5 rainhas produzidas, 1 era criada em célula normal para operárias (20%). Para o gênero *Melipona*, o trabalho de Sommeijer et al (2003) é o único com dados de vaários anos para duas espécies de *Melipona*

A questão dos conflitos coloniais referentes à produção de sexuados nos Hymenoptera, especialmente de fêmeas reprodutoras, é atual (Engels & Imperatriz Fonseca, 1990; Ratnieks, 2001; Tóth et al. 2002; Wenseleers & Ratnieks, 2003; Sommeijer et al. 2003). Entretanto, para nos aprofundarmos nos modelos teóricos um número muito maior de dados da razão sexual em colônias de meliponíneos mantidas na região natural de origem é necessário

5.Referências Bibliográficas

Camargo, J.M.F. (1974). Notas sobre a morfologia e biologia de Plebeia *(*Schwarziana*)* quadripunctata quadripunctata. Studia Entomológica *17(1-4):433-470.*

Engels, W.; Imperatriz-Fonseca, V.L. (1990). Caste development, reproductive strategies and control of fertility in honey bees and stingless bees *In*: Engels, W. (ed) Social Insects an evolutionary approach to caste and reproduction. Springer Verlag, 7 p.167-230.

Imperatriz-Fonseca, V.L.; Cruz-Landim, C.; Silva, R.L.M. (1997). Dwarf gynes in Nannotrigona testaceicornis *(Apidae, Meliponinae, Trigonini)- Behaviour, exocrine gland morphology and reproductive status.* Apidologie *28(3):113-122.*

Juliani, L. (1967). A descrição do ninho e alguns dados biológicos sobre a abelha Plebeia julianii *Moure*. Revista Brasileira de Entomologia *12:31-58.*

Kerr, W.E. (1950). Genetic determination of castes in the genus Melipona. Genetics *35:143-152.*

Koedam, D. (1999). Production of queens, workers and males in the stingless bee Melipona favosa *(Apidae, Meliponinae): pattern in time and space*. Netherlands Journal of Zoolology *49:289-302.*

Peters, J.M.; Queller, D.; Imperatriz-Fonseca V.L.; Roubik D.W.; Strassmann, J. (1999). Mate number, kin selection and social conflicts in stingless bees and honeybees. Proceedings of Royal Society of London B *266:379-384.*

Ribeiro, M.F.; Alves, D.A. (2001). Size variation in Schwarziana quadripunctata *queens (Hymenoptera Meliponini).* Revista de Etologia *3(1):59-65.*

Ribeiro, M.F.; Imperatriz-Fonseca,V.L.; Santos P.S. in review - *Queen size polymorphism in* Plebeia remota *Holmberg (Apidae, Meliponinae).* Apidologie.

Ribeiro, M.F.; Imperatriz-Fonseca, V.L.; Santos, P.S. - in press - *Exceptional production of gynes in a colony of* Plebeia *(*Plebeia*)* remota *Holmberg (Apidae, Meliponinae).* Studies on Neotropical Fauna and Environment *43*

Sakagami, S.F. (1982). Stingless bees. In*: H.R. Hermann ed.*, Social Insects *vol.III, New York, Academic Press, p.361-423.*

Schwarz, H.F. (1948). The stingless bees of Western Hemisphere. Bulletim of American Museum Natural History *90, p.i+xvii+ 1-546.*
Sommeijer, M.J.; de Bruijn, L.L.M..; Meeuwsen, F.J.A.J.; Martens, E.P. (2003). Natural patterns of caste and sex allocation in the stingless bees *Melipona favosa* and *M. trinitatis* related to worker behaviour. *Insectes Sociaux* 50(1):38-44.
Tóth, E.; Strassmann, J.E.; Nogueira-Neto, P.; Imperatriz-Fonseca, V.L.; Queller, D. (2002). Male production in stingless bees: variable outcomes of queen-worker conflict. *Molecular Ecology* 11:2661-2667.
Van Veen, J.W.; Sommeijer, M.J. (2000) Colony reproduction in *Tetragonisca angustula* (Apidae, Meliponinae). *Insectes Sociaux* 47(1):70-75.
Wenseleers, T.; Ratnieks, F.L.W.; Billen, J. (2003). Caste fate conflict in swarm-founding social Hymenoptera: an inclusive fitness analysis. *Journal of Evolutionary Biology* 16:647-658.

Polinização e biologia floral de *Heliconia spathocircinata* (Aristig.) e *H. laneana* var. *flava* (Barreiros) em uma área de Mata Atlântica no Sudeste do Brasil

Denise Dias da Cruz[a] & Monique Van Sluys[b]
[a]Pós Graduação em Ciências Biológicas Área de Concentração Ecologia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (deni.cruz@bol.com.br) [b] Departamento de Ecologia Universidade do Estado do Rio de Janeiro

1.Introdução

A maioria das flores está estruturalmente adaptada em atrair polinizadores que irão fazer a transferência dos grãos de pólen. O custo da polinização para a planta é a produção de recursos de atração ao polinizador, tais como néctar, pólen, óleo, resina (Gilbert *et al.* 1991). Com a co-evolução de plantas e animais, as características florais, como estrutura e coloração da corola, aumentaram a atração a determinados polinizadores, melhorando a exploração dos recursos oferecidos e, conseqüentemente, aumentando a eficiência da polinização (Stiles 1981). Deste modo, podemos reconhecer conjunto de características florais similares para atração de determinado grupo de polinizadores, ou seja, tipos florais com morfologia, atrativos visuais, químicos e nutritivos específicos.

A fidelidade na visita e a elevada taxa de polinização cruzada são premissas para um polinizador ser considerado "eficiente" (Almeida 2000). Logo, um polinizador é dito eficiente quando visita flores de vários indivíduos da população, pois aumenta o número de grãos de pólen transferidos entre os indivíduos (Stone 1996).

Heliconia é um exemplo de gênero neotropical que contém muitas espécies polinizadas por aves (Stiles 1981).

O objetivo deste estudo foi avaliar alguns parâmetros da ecologia da polinização de duas espécies simpátricas de *Heliconia* (*H. spathocircinata* e *H. laneana* var.*flava*) em uma área de Mata Atlântica, identificando qual a guilda de visitantes florais para ambas as espécies vegetais e quais desses visitantes florais podem ser considerados polinizadores eficientes.

2. Métodos

O estudo foi desenvolvido na Reserva Biológica União (Rebio União), localizada na região da baixada litorânea do Estado do Rio de Janeiro, nos Municípios de Casimiro de Abreu, Rio das Ostras e Macaé , distante 160 Km da cidade do Rio de Janeiro.

Para o estudo da polinização fizemos observações durante dois períodos de floração de cada espécie (2001 e 2002). Para *H. laneana* var. *flava*, foram observados 49 indivíduos durante os meses de junho e julho dos dois anos, totalizando 54 horas de observação. Para *H. spathocircinata*, as observações ocorreram durante os meses de dezembro (2001 e 2002) e janeiro (2002) em 18 indivíduos, totalizando de 32 horas.

Os períodos de observação tinham duração de 12 horas, iniciando-se às 5:30h. A cada intervalo de hora fizemos observações de 30 minutos, intercaladas por um intervalo de mesma duração em indivíduos localizados ao longo de um transecto

Em cada observação registrei: o horário de antese, as espécies de visitantes, o número de flores visitadas e o horário e o tipo da visita.

Para estimar a eficiência dos visitantes florais, usei a fórmula (Almeida 2000): E= p (1+t), onde: E= eficiência do visitante; p= proporção de plantas visitadas (número de plantas onde o visitante foi visto visitando flores/ número total de plantas observadas); t= taxa de visitação.

Com relação à morfometria floral, foram medidas nove flores de cada espécie, com um paquímetro de 0,1mm de precisão. As medidas tiradas foram o tamanho do estigma, da corola, do estame e da antera. O Teste t de Student foi utilizado para avaliar se há diferença significativa entre as medidas das flores das duas espécies.

3. Discussão e Resultados

As flores das duas espécies são tubulares, longas, curvadas, não possuem odor, produzem néctar, possuem corola clara e estão em brácteas coloridas (amarela em *H. laneana* var. *flava* e vermelha em *H. spathocircinata*). Estas características as enquadram na síndrome ornitófila de modo similar às outras espécies desta familia (Stiles 1981).

As flores *de H. spathocircinata* são mais longas do que as de *H. laneana* var. *flava*.. O comprimento médio da corola e a altura do estigma de *H. laneana* var. *flava* foram significativamente menores do que em *H. spathocircinata* (Teste t= 7,660; $p < 0,001$; GL= 16 e Teste t= 12,914; $p < 0,001$; GL=16, respectivamente). A altura do estame também foi significantemente maior em *H. spathocircinata* (Teste t= 2,194; p= 0,04; GL=16), assim como o tamanho da antera (Teste t= -3,205; p= 0,003; GL= 14). Essa diferença de tamanho pode permitir a visita de animais com aparelhos bucais menos especializados em *H. laneana* var. *flava*.

Heliconia laneana var. *flava* foi visitada de forma legítima e ilegítima por aves e insetos das ordens Hymenoptera e Lepidoptera. O principal visitante foi o beija-flor *Phaethornis idaliae*, seguido de três espécies de Lepidoptera. Além de *P. idaliae*, outro beija-flor, *Glaucis hirsuta* também visitou as flores desta espécie. Já *H. spathocircinta* foi visitada apenas de forma legítima por *P. idaliae*.

Flores com morfologia tubular e estreita requerem que o polinizador gaste mais tempo e energia enquanto tem acesso ao néctar (Harder e Cruzan 1990). Dessa forma, a guilda de visitantes legítimos de flores com esta morfologia tende a ser limitada aos visitantes mais especializados como os beija-flores de bico longo (Phaethornithinae). Esta sub-família de beija-flores está relacionada, de modo geral, com plantas monocotiledôneas, em ambientes com padrão contínuo de oferta de recursos (Buzato 1995). Além disso, eles estão associados a espécies de sub-bosque de matas e a recursos mais específicos (Stiles 1981). Tanto *H. laneana var. flava* quanto *H. spathocircinata* são monocotiledôneas de sub-bosque, têm características florais ornitófilas e fornecem um padrão contínuo de recursos por terem floração seqüencial (Cruz 2003). Essas espécies possuem como principal visitante a mesma espécie de beija-flor *Phaethornis idaliae*.

O índice de eficiência utilizado neste estudo visa englobar o número de indivíduos visitados. Neste sentido, *P. idaliae* foi o visitante mais eficiente (E = 0,80 para *H. spathocircinata* e E = 1,43 para *H. laneana* var. *flava*) para ambas as espécies enquanto Lepidoptera teve E = 0,33 em *H. laneana* var. *flava*.

As flores de *H. laneana* var. *flava* são visitadas de forma legítima logo após abertas por Lepidoptera, havendo uma oscilação no número de visitas até às 14:00h, quando não são mais registradas visitas. *Phaethornis idaliae* visitou as flores ao longo do dia, com maior frequência, mas também oscilando o número de visitas até às 14:00h. *Glaucis hirsuta* foi observado apenas às 9:00h. As visitas ilegítimas em *H. laneana* var. *flava* ocorreram ao longo de toda manhã e parte da tarde e o principal visitante foi a abelha *Trigona spinipes*. Em *H. laneana var. flava, P. idaliae* teve um padrão de visitação semelhante aos Lepidoptera, porém sua eficiência é maior pelo fato dele visitar mais indivíduos diferentes. O curto período de antese (1 dia) provavelmente também está associado à efici-

ência do polinizador, que é capaz de polinizar em poucas visitas. Com o curto período de antese e o fato das flores já abrirem tendo pólen disponível, é bem possível que o período da manhã seja quando o estigma esteja mais receptivo. Apesar da biologia reprodutiva não ter sido testada, o fato de *P. idaliae* ter um pico de visitação nesse período pode ser considerado como mais um indicativo da sua eficiência na visitação.

Apesar das características florais predominantemente ornitófilas, *H. laneana* var. *flava* também foi visitada por Lepidoptera. A freqüência de visitas de Lepidoptera e beija-flores ocorreu, em geral, de forma alternada ao longo do dia, sendo que os beija-flores foram mais frequentes. A competição entre beija-flores e borboletas depende do tamanho do recurso oferecido (no caso o néctar) (Thomas *et al.* 1986). Esta espécie possui um longo período de floração (Cruz 2003) e não foi observado comportamento agressivo do beija-flor possivelmente por haver disponibilidade do recursos.

Na Rebio União, *Phaethornis idaliae* teve o comportamento de visitar diversas flores de *H. spathocircinata* e *H. laneana* var. *flava* em intervalos de tempo (geralmente uma visita a cada hora) e não foi observado um comportamento territorial, podendo incluí-lo na categoria de forrageador em linhas de captura. Como ambas as espécies de *Heliconia* tiveram maiores taxas de visitação no período da manhã é possível que este seja o período de maior produção de néctar, de modo similar ao descrito por Gill (1988) para *H. imbricata* na Costa Rica.

A posição da flor influencia o tipo e posição da visita (Buzato 1995). As flores de *H. spathocircinata* não foram visitadas de forma ilegítima Esta espécie tem as flores quase inteiramente inclusas nas brácteas, o que deve dificultar o acesso do pilhador à flor (tanto para a coleta de néctar como de pólen). Já as flores de *H. laneana* var. *flava* estão posicionadas na bráctea de forma mais exposta (inteiramente exserta). Estas flores foram pilhadas ao longo de toda manhã e parte da tarde.

4. Conclusões

Na Rebio União, *Heliconia. laneana* var. *flava* e *H. spathocircinata* têm flores com características ornitófilas. O beija-flor *Phaethornis idaliae* é o principal visitante floral das duas espécies.

5. Referências Bibliográficas

Almeida, E.M. (2000). *Fenologia, distribuição espacial e polinização de duas espécies de Psychotria (Rubiaceae) em área de Floresta Atlântica, Rio de Janeiro.* Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Buzato, S. (1995). *Estudo comparativo de flores polinizadas por beija-flores em três comunidades da Mata Atlântica no sudeste do Brasil.* Tese de Doutorado. Campinas: Universidade Estadual de Campinas.

Cruz, D.D. (2003). Fenologia e Ecologia da Polinização de duas espécies de Heliconia em área de Mata Atlântica no Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro: PPGB/ Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Gilbert, F.S.; Haines, N. e Dickson, K. (1991). Empty flowers. *Functional Ecology* 5, 29-39.

Gill, F. G. (1988). Effects of nectar removal on nectar accumulation in flowers of *Heliconia imbricata* (Heliconiaceae). *Biotropica* 20 (2): 169-171.

Harder, L. D. & Cruzan, M. B. (1990). An evaluation of physiological and evolutionary influences of inflorescence size and flower depth on nectar production. *Functional Ecology* 4: 559-572.

Smith, C. E.; Stevens, J. T.; Temeles, E. J.; Ewald, P. W.; Herbet, R.J. & Bonkovsky, R. L. (1996). Effects of floral orifice width and shape on hummingbird-flower interaction. *Oecologia* 106: 482-492.

Stiles, F.G. (1981). Geographical aspects of bird-flower coevolution, with particular reference to Central America. *Ann. Missouri Bot. Gard.* 68: 323-351.

Stone, J.L. (1996). Components of pollination effectiveness in *Psychotria suerrensis*, a tropical distylous shrub. *Oecologia* 107: 504-512.

Apoio: Bolsa de Mestrado fornecida à D.D. Cruz, pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (Proc.:) e Bolsa de Produtividade e Pesquisa fornecida à M.V. Sluys, pelo CNPq (Proc.: 302405/02-0).

Influência do processo de senescência da espécie-focal *Clusia hilariana* sobre a distribuição espacial de *Aechmea nudicaulis* e *Neoregelia cruenta* em restinga aberta de Clúsia do Norte Fluminense

Dulce G. Mantuano & Eduardo A. de Mattos*
Universidade Federal do Rio de Janeiro
(mantuano@biologia.ufrj.br)

1. Introdução

A ocorrência de espécies vegetais em ambientes limitantes pode ser subsidiada através da amenização ambiental causada por espécies-chaves (ou espécies-focais) em um fenômeno chamado facilitação. As principais modificações abióticas que ocorrem na presença do indivíduo-focal são a diminuição das temperaturas do ar e do solo, aumento do teor de nutrientes (decorrente da decomposição da serrapilheira e/ou da fixação de nitrogênio), diminuição na incidência luminosa e mudanças na disponibilidade de água (Vetaas 1992). Entretanto, estas modificações ambientais estão condicionadas a longevidade da espécie-focal e as mudanças fisiológicas e arquiteturais que ocorrem no indivíduo com o decorrer do processo de senescência.

Os indivíduos recrutados por facilitação tornam-se espacialmente associados e assim, ficam sujeitos às condições ambientais decorrentes da presença da espécie-focal nos estádios posteriores do desenvolvimento da vegetação. A manutenção do efeito positivo ou a evolução das alterações nas condições ambientais proporcionadas pela espécie-focal são aspectos que irão determinar a ocorrência ou a exclusão das espécies beneficiárias em etapas após o recrutamento. Desta forma, a compreensão destes aspectos em estádios serais posteriores pode indicar se haverá a persistência dos indivíduos e apontar as possíveis vias sucessionais que ocorrerão no desenvolvimento da vegetação (Archer *et al.* 1988).

A ocorrência de fatores positivos ou negativos na interação entre as espécies focal e associadas podem ser abordados através do estudo da distribuição espacial dos indivíduos (Yarranton & Morrison 1974, Haase 2001), onde os padrões de associação ou exclusão apontam para as interações de facilitação e inibição, respectivamente (Smith & Goodman 1987). Além disso, o estudo dos padrões espaciais formados no microambiente gerado ao redor de cada indivíduo da espécie-focal pode identificar quais modificações ambientais são importantes para a interação, através da relação entre o padrão espacial para um dado aspecto da população e o padrão de atuação dos fatores ambientais estudados (Franco-Pizaña *et al.* 1995, Haase 2001).

Nos ecossistemas costeiros, como as restingas, as condições ambientais podem ser consideradas, *a priori*, como adversas e limitantes à presença de várias espécies vegetais. Dentre as diversas fisionomias encontradas nas Restingas pode-se destacar a comunidade Arbustiva Aberta de Clúsia, onde *Clusia hilariana* atua como espécie-focal (Zaluar & Scarano 2000) e as bromélias *Aechmea nudicaulis* e *Neoregelia cruenta* figuram entre as espécies abundantes do sub-bosque. Nesta vegetação, similarmente ao que ocorre em ambientes áridos, a ocorrência e o número de plântulas de espécies lenhosas estão associadas positivamente com a presença da espécie-focal, ou seja, a facilitação à germinação e ao estabelecimento são eventos importantes para a riqueza de indivíduos encontrada (Zaluar & Scarano 2000).

Nas formações de Clúsia as mudanças provocadas pelo processo de senescência da espécie-focal *Clusia hilariana* são marcadas por alterações na arquitetura da planta, e pela diminuição da cobertura da copa. Estas modificações podem diminuir a disponibilidade hídrica e a proteção do solo mas, aumentam a duração e a intensidade de radiação luminosa para o sub-bosque. Este estudo foi desenvolvido com o objetivo de descrever os padrões de distribuição espacial dos indivíduos de *Aechmea nudicaulis* e *Neoregelia cruenta* encontrados sob a copa de *C. hilariana* e as possíveis alterações causadas pela senescência da espécie-focal.

2. Métodos

O estudo foi desenvolvido na comunidade classificada como Arbustiva Aberta de Clúsia da vegetação de Restinga do segundo cordão arenoso no Parque Nacional de Jurubatiba - RJ (22º00'-22º23' S; 41º15'-41º45' O). O clima da região é classificado como Aw – Tropical Chuvoso (Köppen 1948). A precipitação anual é de 1164mm, com duas estações distintas, o verão quente e úmido (Nov-Abr) e o inverno seco (Mai-Set). A temperatura média anual é 25,6°C, com média mensal máxima de 30,8°C e mínima de 20,2°C. O vento predominante durante metade do ano e de forte intensidade é o SSE (Sul-Sudoeste), que tipicamente apresenta baixas temperaturas. A vegetação desenvolve-se sobre solo arenoso que confere baixa retenção hídrica ao substrato.

A amostragem foi realizada em moitas de vegetação que apresentaram apenas um indivíduo de *C. hilariana* localizado no centro da moita de vegetação e possuíam área superior a 30m^2. O gradiente sucessional foi representado por moitas categorizadas em: (1) Madura com a presença de um indivíduo central de *C. hilariana* maduro e saudável e (2) Senescente com a presença de um indivíduo de *C. hilariana* senescente, identificado pelo espaçamento do dossel, diminuição do número de ramos e redução da área foliar. Foram selecionadas doze moitas em cada categoria abrangidas uma área amostral de 700x300m^2.

As espécies estudadas apresentam propagação por crescimento clonal. Para a correta caracterização das distribuições espaciais os indivíduos foram considerados como o fragmento clonal composto por todas as rosetas que estavam conectadas por um estolão visível. Foram registrados também o número de rosetas por fragmento.

A distribuição espacial das espécies foi caracterizada utilizando-se a distância dos indivíduos ao tronco central de *C. hilariana*, medida com o auxílio de uma trena, e as direções de ocorrência (Se, So, No e Ne), estimadas com uma bússola. A densidade de plantas nas direções cardeais foi calculada pelo número de indivíduos distribuídos em ¼ da área da circunferência, estimada pelo raio da moita nas respectivas direções. A densidade nos segmentos de distância a partir de *C. hilariana* foram calculados pela razão entre o número de indivíduos e a área do segmento de raio da circunferência.

A comparação das densidades de fragmentos clonais e o número de rosetas por fragmentos foram comparados entre os dois estádios de moitas usando o teste *t*-Student. As distribuições de densidades em relação à distância da espécie-focal foram comparadas pelo teste de Kolmogorov-Smirnov e as densidades entre as quatro direções cardeais em cada estádio das moitas foram comparadas por ANOVA unifatorial (Zar 1996).

3. Resultados

As duas espécies, *A. nudicaulis* e *N. cruenta*, figuraram entre as espécies mais abundantes do sub-bosque das moitas dominadas por *C. hilariana* na formação arbustiva aberta de Clúsia da área estudada, apresentaram ocorrência compartilhada em 13 (6 maduras e 7 senescentes) das 24 moitas estudadas, e nestes casos foram responsáveis em média por 20 e 12% do total da ocorrência de indivíduos, respectivamente. *N. cruenta* ocorreu em 10 moitas (6 maduras e 4 senescentes) desacompanhada de *A. nudicaulis*, enquanto *A. nudicaulis* teve apenas uma ocorrência sem a presença de *N. cruenta* (1 senescente). Quando apenas uma das espécies estava presente a contribuição para o número total de ocorrências de indivíduos aumentou e foi de 29% para *N. cruenta* e 52% para *A. nudicaulis*.

A densidade de fragmentos clonais entre as moitas com *C. hilariana* maduras e senescentes foram similares e correspondem, respectivamente, a 0,27(±0,16) e 0,35(±0,41) em *A. nudicaulis* (NS; p=0,92) e a 0,63(±0,96) e 0,41(±0,32) em *N. cruenta* (NS; p=0,48). O número de clones por fragmento também não mostrou variação entre os dois estádios sucessionais de maduras e senescentes apresentando, respectivamente, os valores de 3,08(±0,75) e 3,14(±1,00) para *A. nudicaulis* (NS; p=0,90) e de 1,57(±0,26) e 1,67(±0,28) para *N. cruenta* (NS; p=0,38).

Os padrões de distribuição dos indivíduos em relação a distância do tronco central de *C. hilariana* apresentaram uma clara distinção entre as espécies nas moitas onde *C. hilariana* é madura. *N. cruenta* teve o pico da distribuição de densidade próximo ao tronco de *C. hilariana* (0-50cm; 1,4ind./m^2), enquanto *A. nudicaulis* apresentou o pico de distribuição na distância intermediária entre a borda e o centro (350cm; 0,8ind./m^2) (*; K-S=0,32). Nas moitas de *C. hilariana* senescente, entretanto, os padrões de ocorrência se uniformizaram, apresentando tendência a diminuição de densidade com o aumento da distância, apesar de *N. cruenta* (0-50cm; 2,3 ind./m^2) permanecer com densidade maior que *A. nudicaulis* (0-50cm; 1,1ind./m^2) próximo ao tronco de *C. hilariana* (*; K-S=0,18).

As densidades de *N. cruenta* e *A. nudicaulis* não mostraram diferenças estatísticas significativas entre as quatro direções cardeais estudadas tanto nas moitas maduras, quanto nas moitas senescentes (*N. cruenta* e *A. nudicaulis* NS; p>0,05).

4. Conclusão

A distribuição das densidades das espécies associadas em relação ao indivíduo da espécie-focal pode refletir as variações que ocorrem no micro-ambiente do agregado vegetacional (Franco & Nobel 1989). Com o aumento da distância para a espécie-focal podem ocorrer mudanças no ambiente ao qual o sub-bosque está sujeito (Franco-Pizaña *et al*. 1995). De forma geral, na borda da moita há as diminuições da fertilidade e da retenção hídrica do solo e os aumentos da incidência luminosa e da demanda evaporativa do ar (Vetaas 1992). Adicionalmente, alguns autores (Franco & Nobel, 1989, Vetaas 1992) mencionam que a competição com a espécie–focal pode ter efeito inibidor sobre o desenvolvimento dos indivíduos próximos ao indivíduo-focal. Neste caso o resultado seria a ocorrência de um pico de densidade limitado inferiormente onde os fatores de inibição causados pela competição se amenizam e superiormente aonde os fatores de facilitação ainda são significativos. Entretanto, nas distribuições de *N. cruenta* nas moitas maduras e senescentes e *A. nudicaulis* nas moitas senescentes o padrão encontrado no gradiente de distância da espécie-focal foi de altas densidades próximo ao tronco de *C. hilariana* seguido de um declínio até a borda da moita de vegetação. Portanto, o efeito inibidor da competição não foi observado nesta vegetação. Estes fatores são principalmente relacionados com competição de raízes por recursos do solo. Contudo, *C. hilariana* apresenta grande parte de suas raízes superficiais, o que pode permitir a separação espacial no forrageamento destes recursos com as espécies beneficiárias, o que é corroborado pela emissão de raízes com reduzida biomassa nas espécies estudadas.

As condições que determinam a associação entre os indivíduos são dependentes de características intrínsecas das espécies (Callaway 1995), e certamente, são primordiais na relação entre os fatores de associação e a distância para a espécie-focal. Esta afirmativa pode ser detectada nos contrastantes padrões de distribuição encontrados em moitas maduras. Enquanto, *N. cruenta* tem um pico de densidade próximo ao tronco de *C. hilariana*, *Aechmea nudicaulis* apresenta as maiores densidades na distância intermediária mostrando que esta última é sensível a menor disponibilidade de luz e a maior retenção hídrica no solo no interior das moitas maduras do que comparativamente a borda das moitas maduras e as condições de *C. hilariana* senescente. Ainda um outro aspecto que pode estar confundindo o efeito específico na distribuição espacial dos indivíduos é a influência dos padrões gerados pela competição entre as espécies do sub-bosque (Tielbörger & Kadmon 1997).

A semelhança na densidade de indivíduos e a manutenção do número de rosetas emitidas por fragmento entre as duas condições de moitas para as duas espécies estudadas indica que estas não foram afetadas pelo aumento da adversidade ambiental e são espécies que potencialmente perduram na vegetação após a senescência da espécie-focal.

5. Bibliografia

Archer, S., Scifres, C., Bassham, C.R. & Maggio, R. 1988. Autogenic sucession in a subtropical savanna: conversion of grassland to thorn woodland. *Ecological Monographs*, 58(2):111-127.

Callaway, R.M. 1995. Positive interactions among plants. *Botanical Review*, 61: 306-349.

Dau, L. 1960. Microclimas das restingas do sudeste do Brasil.

Arquivos do Museu Nacional, vol. L: 79-133.
Franco, A.C. & Nobel, P.S. 1989. Effect of nurse plants on the microhabitat and growth of cacti. *Journal of Ecology*, 77: 870-886.
Franco-Pizaña, J., Fullbright. T.E. & Gardiner, D.T. 1995. Spatial relations between shrubs and *Prosopis glandulosa* canopies. *Journal Vegetation Science*, 6: 73-78.
Haase, P. 2001. Can isotropy vs. anisotropy in the spatial association of plant species reveal physical vs. biotic facilitation? *Journal of Vegetation Science*, 12:127-136.
Köppen, W. 1948. *Climatologia: Com un estudio de los climas de la tierra*. F. de Cult. Economica, México.
Smith, T.M. & Goodman, P.S. 1987. Successional dynamics in *Acacia nilotica-Euclea divinorum* savannah in Southern Africa. *Journal of Ecology*, 75:603-610.
Tielbörger, K. & Kadmon, R. 1997. Relationships between shrubs and annual communities in a sandy desert ecossystem: a three year study. *Plant Ecology*, 130:191-201.
Vetaas, O.R. 1992. Micro-site effects of threes and shrubs in dry savannas. *Journal of Vegetation Science*, 3: 337-344.
Yarranton, G.A. & Morrison, R.G. 1974. Spatial dynamics of primary succession: nucleation. *Journal of Ecology*, 62: 417-428.
Zaluar, H.L.T. & Scarano, F.R. 2000. Facilitação em restingas de moitas: um século de buscas por espécies focais. In: Esteves FA & Lacerda LD (eds.). *Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras.* Rio de Janeiro: NUPEM-UFRJ, pp. 3-23.
Zar, J.H. 1996. *Biostatistical analysis.* 3 ed. Prentice Hall. New Jersey, USA.

Agradecimentos:

Somos gratos a Joana R. Ramos pela colaboração nos trabalhos de campo, ao Prof.Dr. Fábio Scarano e ao Dr. Henrique Zaluar pelos debates enriquecedores; ao CNPq e CAPES pelas bolsas de produtividade e pós-graduação; ao NUPEM/UFRJ pelo apoio logístico e ao CNPq/PELD site 5 pelo suporte financeiro.

Diversidade Genética de Myrciaria floribunda (West ex Willdenow) Berg. (cambuí) em fragmentos florestais da Serra da Mantiqueira, MG.

Edivani Villaron Franceschinellia e Giuliana Mara Patrício Vasconcelos[b]
aUniversidade Federal de Minas Gerais (edivani@icb.ufmg.br),
bUniversidade de São Paulo.

1. Introdução

Os estudos sobre o impacto de perda de habitat na diversidade genética e de isolamento de fragmentos em fluxo gênico são recentes no Brasil. A fragmentação é um processo de ruptura na continuidade de habitats naturais que muitas vezes ocasiona também ruptura dos fluxos gênicos entre populações presentes nesses habitats. Isto pode levar à perda da variabilidade genética e, conseqüentemente, a uma limitação evolutiva para muitas espécies (Barrett & Kohn, 1991). Com isto, a fragmentação de habitats pode causar a perda da capacidade reprodutiva, da resistência a doenças e da plasticidade das populações de se adaptarem às mudanças ambientais, tornando-as suscetíveis à extinção. Informações sobre a variabilidade e a estrutura genética de populações nativas podem auxiliar na condução de programas de conservação genética, bem como sobre a avaliação de coleções de germoplasma.

Neste trabalho, foi verificado a variabilidade genética de seis populações naturais de Myrciaria floribunda (West ex Willdenow) Berg (cambuí) e sua distribuição entre e dentro destas populações, sendo que três delas ocorrem dentro de um fragmento grande e outras três ocorrem em fragmentos menores.

2. Metodologia

Considerando a longevidade das árvores do cambuí e a recente fragmentação da região analisada, foram coletadas folhas de indivíduos jovens não-reprodutivos e pré-reprodutivos, para se ter certeza que estes indivíduos foram produzidos após o processo de fragmentação na área.

Os fragmentos estudados ficam entre os municípios de Gonçalves e Camandacuaia, Serra da Mantiqueira, sul de Minas Gerais. O tipo de vegetação predominante é Floresta Ombrófilo Mista Altomontana. Foram coletadas folhas jovens de 40 indivíduos jovens de M. floribundae no interior de 4 fragmentos. Dentro do fragmento grande (controle - 2980 ha) foram feitos três réplicas (áreas do Altair, Zé Maria e Paulista). Três fragmentos pequenos foram estudados: Loreano, Zé Tostão e Antonio Bueno com áreas de 7, 14 e 43 ha, respectivamente.

Foi utilizada a eletroforese de isoenzimas em gel de amido a 13% (Alfenas, 1998). A solução de extração utilizada foi a de número 1 de Alfenas et al. (1998). Seis sistemas isoenzimáticos foram selecionados: (G6PDH, IDH e UGPP) morfolina citrato pH 6,5 e (TPI, AAT e LAP) lítio borato pH 8,0.

A variabilidade genética foi caracterizada pelo uso dos seguintes índices de diversidade: número médio de alelos por loco (Â); número médio de alelos por loco polimórfico (Âp); número efetivo de alelos por loco (Ae) porcentagem de locos polimórficos (
EMBED Equation.2
); heterozigosidade média esperada (
EMBED Equation.2
); heterozigosidade observada (
EMBED Equation.2
); freqü
ncias alélicas, utilizando-se alelos de baixa freqüência. Estas estimativas foram obtidas utilizando-se o programa BIOSYS-2 (versão original de Swofford e Selander, 1981; atualizado por Black W. C., 1997). A partir das freqüências alélicas, foram estimadas as freqüências genotípicas esperadas para os homozigotos e heterozigotos. A verificação dos desvios da panmixia foi feita através de teste do Qui-quadrado e estatística f, executado pelo programa BIOSYS-2.

A estrutura genética populacional foi determinada através da estatística f de Wright (Wright, 1965), pelo método de Weir & Cockerham (1984). Estas estimativas foram obtidas utilizando-se o programa TFPGA (Miller, 1997).

3. Resultados

A porcentagem de locos polimórficos foi igual para as seis populações (83,33). O número médio de alelos por loco polimórfico também foi igual para as seis áreas estudadas (2,33). O número efetivo de alelos foi menor nos fragmentos pequenos do Loriano e Zé Tostão (1,51 e 1,46, respectivamente) e maior nas áreas do fragmento grande: Paulista, Zé Maria e Altair (1,87, 1,63 e 1,67, respectivamente). O fragmento pequeno de maior área, Antonio Bueno, teve um valor de Ae também bastante alto (1,71). O valor médio do número efetivo de alelos para as seis populações foi 1,64.

A heterozigosidade média observada apresentou um decréscimo em dois dos fragmentos menores, reduzindo de 0,393 e 0,334 nas populações do fragmento controle (Altair e Zé Maria, respectivamente), para 0,269 e 0,308 nas populações Zé Tostão e Loreano, respectivamente. O fragmento pequeno de maior área, Antonio Bueno, apresentou uma heterozigosidade média (0,370) de valor semelhante ao das populações do fragmento grande.

A endogamia em nível de espécie atingiu um valor alto e significativo (Fit = 0.119). Há uma divergência genética significativa entre as populações estudadas, o que pode ser verificado pelo valor obtido de Fst (0.0808). O valor indireto de fluxo gênico entre as populações do fragmento grande foi 4,56, entre os fragmentos pequenos foi 2,22 e entre todas as seis populações o valor foi 2,84. A medida de diferenciação genética entre populações, avaliada pela distância genética de Nei, indica que o menor fragmento e mais isolado (Loreano) apresenta uma maior divergência genética com todas as outras populações estudadas. Porém, não houve uma correlação direta entre diferenciação genética e distância geográfica entre as populações (r = 0,04).

4. Discussão

Diversidade genética - De forma geral, os valores encontrados para heterozigosidade esperada e observada foram elevados (entre 0,269 a 0,393), quando comparados com os resultados encontra-

dos para outras espécies arbóreas tropicais alógamas estudadas via isoenzimas (Hamrick & Godt, 1989). Myrciaria floribunda apresentou um valor alto de número médio de alelos por loco polimórfico (2,33). A porcentagem de locos polimórficos foi superior ao encontrado para muitas espécies arbóreas comuns (83,33).

O número efetivo de alelos e as heterozigosidades esperadas e observadas foram mais baixas nos fragmentos pequenos (Loriano e Zé Tostão) do que no fragmento grande. Porém, estas diferenças, apesar de significativas, foram baixas. Isto pode estar relacionado à história de perturbação recente da região. Perdas intensivas de vegetação ocorreu há aproximadamente 50 anos. Desta forma, pode não ter havido tempo suficiente após a fragmentação para uma mudança mais significativa da diversidade genética das populações estudadas. O cambuí é uma espécie arbórea de crescimento lento e longevidade alta e, provavelmente, estes indivíduos jovens estudados ainda são da primeira ou segunda geração após a fragmentação ter ocorrido.

O fragmento pequeno do Antonio Bueno apresentou um valor de heterozigosidade e de número efetivo de alelos semelhante a dos valores do fragmento grande. Isto talvez possa ser explicado pelo maior número de indivíduos adultos desta espécie encontrados neste fragmento em relação a outros.

Estrutura genética - A maior parte da variabilidade genética encontra-se dentro das populações estudadas. Há uma divergência genética significativa entre elas, o que pode ser verificado pelo valor obtido de Fst (0.0808). A endogamia em nível de espécie atingiu um valor alto e significativo (Fit = 0.119). Desta forma, embora a taxa de heterozigosidade seja considerada alta para todas as populações estudadas, há uma tendência para a perda de heterozigotos na população. Isto pode ser explicada pela baixa abundância de indivíduos adultos em todos os fragmentos e provavelmente pela falta de troca gênica entre fragmentos. A estimativa indireta do número de migrantes entre as populações estudadas foi Nm = 2,84. Segundo Hartl & Clark (1997), valores de Nm superiores a 4,0 indicam que as populações se comportam como uma única população panmítica, portanto estas seis populações de cambuí não podem ser consideradas como uma única população panmítica. Porém, o valor de Nm para as três populações do fragmento grande foi 4,56. As populações presentes nos fragmentos pequenos podem estar sofrendo um processo de isolamento genético.

5. Conclusão

Existe uma tendência clara de perda de diversidade genética nas populações estudadas de M. floribundae. A endogamia em nível de espécie atingiu um valor alto e significativo. A troca gênica entre as populações dos fragmentos menores é menor do que entre as três populações estudadas do fragmento grande. As populações estudadas dos fragmentos menores apresentaram um diversidade genética menor através do baixo número efetivo de alelos e menores taxas das heterozigosidades esperadas e observadas.

6. Bibliografia

Alfenas, A.C.; Brune, W.; Oliveira, J.R.; Alonso, S.K.; Scortichini, M, 1998. Eletroforese de proteínas. In: Eletroforese de isoenzimas e proteínas afins: fundamentos e aplicações em plantas e microrganismos. Viçosa, MG: UFV. p.85-114.

Barret, S.C.H.; Kohn, J.R. , 1991. Genetic and evolutionary consequences of small populations size in plants: implications for conservation. In: Falk, D.A.; Holsinger R, K.E. (Ed.). Genetic and conservation of rare plants. New York: Oxford University Press. p.3-30.

Hamrick, J.L.; Godt, M.J.W. , 1990. Allozyme diversity in plant species. In: BROWN, A. H. D.; CLEGG, M. T.; KAHLER, A. L. et al. (Ed.). Plant population genetics, breeding and genetic resources. Sunderland: Sinauer Associates. p.145-162.

Hartl, D.L.; Clark, A.G. 1997. Principles of Population Genetics. 3 ed. Sunderland: Sinauer Associates Inc.

Miller, M.P. 1997. TFPGA: Tools for Populations Genetics analyses 1.3: a windows program for the analysis of allozime and molecular population genetic data. Computer software distributed by author.

Swofford, D.L. and Selander, R.B. 1981. Biosys 1: A computer program for the analysis of genetic variation in population genetic and biochemical systematics, Version 1.7. Champaign: Illinois Natural History Survey.

Wright, S. , 1965 The interpretation of population structure by F-statistics with special regard to systems of mating. Evolution, v.19, p.395-420.

Young, A.; Boyle, T.; Brown, T. , 1996 The population genetic consequences of habitats fragmentation for plants. Tree, v.11, n.10, p.413-418.

Weir, B.S.; Cockerham, C.C. 1984. Estimating F-statistics for the analysis of population structure. Evolution, v.38, p.1358-1370,

(Trabalho financiado pelo PROBIO/Ministério do Meio Ambiente).

Estudo das relações entre fragmentação, corte seletivo e estrutura de comunidades arbustivo-arbóreas em remanescentes florestais da região de Una Bahia, Brasil.

Eduardo Mariano Neto[1] & Waldir Mantovani[2]
[1] – Doutorando Ecologia Universidade de São Paulo (marianon@usp.br) [2] - Universidade de São Paulo.
Projeto financiado pela FAPESP, processo n°02/02667-8.

1. Introdução.

A Mata Atlântica está situada na faixa litorânea do Brasil, e ocupava originalmente cerca de 1.300.000 km², do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul. Esta formação sofreu impactos de todos os grandes ciclos econômicos brasileiros, impactos das atividades madeireiras, da expansão de fronteiras agrícolas, de atividades industriais e da instalação e desenvolvimento das principais cidades do país. A região sul da Bahia manteve uma quantidade maior de manchas de floresta de terras baixas em relação a outros estados localizados no domínio da Mata Atlântica. Devido principalmente à ocorrência de solos pobres e desinteressantes para a agricultura próximos ao litoral, e a dominância da cultura do cacau em sistema agroflorestal na faixa de terras mais férteis. A ocupação humana da região de Una, BA, levou a uma redução drástica da cobertura florestal e as manchas remanescentes estão localizadas em meio às áreas urbanas e de atividade agropecuária. Atualmente, devido aos reflexos da crise da lavoura cacaueira, os maiores fatores de impacto sobre a cobertura florestal da região são a conversão dos cacauais e remanescentes florestais em pastagens ou campos de cultivo e a extração madeireira nos remanescentes para obtenção de renda imediata e emergencial, tanto para os donos das fazendas que contêm os remanescentes, como para trabalhadores rurais que vivem no entorno. O presente trabalho visou responder à seguinte pergunta: quais as relações entre a fragmentação, corte seletivo e a estrutura das comunidades arbustivo-arbóreas em Mata Atlântica na região de Una?

2. Métodos.

Dentro da paisagem de Uma, selecionamos três blocos de amostragens de 6x6km com mesmo tipo de cobertura florestal e relevo, e que continham ao menos duas manchas de floresta remanescente com mais de 2000 ha (controles) e duas com menos de 200 ha (fragmentos), totalizando 6 controles e 6 fragmentos. O tamanho das manchas foi calculado após a exclusão de uma faixa de 75 m de borda. As amostragens foram realizadas no interior destas florestas, em transectos de amostragens localizados a pelo menos 100 m da borda. A estrutura da vegetação foi estudada através de algumas variáveis das comunidades arbustivo-arbóreas, a fragmentação foi avaliada através de medidas de paisagem relativas a área, isolamento, forma, bordas e outros, e o corte seletivo foi avaliado através da área amostrada dentro de clareiras recém abertas ou em estádio inicial de regeneração decorrentes das atividades de corte de árvores.

As plantas foram amostradas através do método de parcelas, e foram divididas em três estratos para a análise da estrutura de cada componente da comunidade. Assim, estudamos separadamente dossel: plantas que possuíam diâmetro à altura do peito (DAP) > 15cm, estratos intermediários: DAP entre 15 e

5, e subosque: DAP < 5cm e presença de fuste à altura do peito. A divisão das plantas seguiu um critério estabelecido previamente. Amostramos as plantas do dossel em 10 parcelas de 20 x 10 m em cada sítio, as plantas dos estratos intermediários em 10 parcelas de 10 x 10 m, e as plantas do subosque em 10 parcelas de 5 x 5 m. Com algumas variáveis de cada um dos estratos realizamos análises de correspondência (DCA – Jongman *et al* 1997) para cada estrato, gerando um eixo principal representativo da maior variação ambiental. As variáveis de paisagem de cada fragmento foram calculadas em duas escalas: dentro dos blocos de 6 x 6km analisamos as variáveis da paisagem relacionados às manchas de floresta amostradas; e em quadrados de 720 x 720m centrados nos fragmentos estudados analisamos as variáveis dos elementos da paisagem: matas, cacauais em sistema agroflorestal (cabrucas), pastos, pastos sujos e seringais As medidas de paisagem e dos fragmentos foram calculadas com o programa Fragstats (McGarigal & Marks 1995), utilizando-se fotos áreas na escala 1:25.000 já fotointerpretadas. Testamos a autocorrelação entre os diversos índices de paisagem dos fragmentos de floresta estudados, calculados nas paisagens de 6x6km, e dos índices das classes de elementos da paisagem de 720x720m centrada nos transectos. Apenas as variáveis que não apresentaram autocorrelação em cada escala foram utilizadas nas análises de correlação com as variáveis de estrutura e corte seletivo. O peso das variáveis de paisagem, nas duas escalas, na determinação da variação da estrutura da vegetação nos três estratos e no corte seletivo foi avaliado através de análises de correlação de Pearson. A variação da estrutura da vegetação dos estratos foi representada pelo eixo principal das ordenações de cada estrato. Para avaliarmos o peso das variáveis de paisagem sobre a estrutura dos três estratos descontando-se os efeitos do corte seletivo, realizamos uma análise de correlação entre as variáveis de paisagem nas duas escalas e os resíduos das regressões entre o corte seletivo e cada um dos eixos principais das ordenações das variáveis da estrutura da vegetação. Por fim testamos a correlação entre o corte seletivo e os eixos principais das ordenações dos estratos intermediários e do subosque. Como o corte seletivo foi mensurado a partir de características da abertura formada no dossel, não o correlacionamos com a ordenação do dossel para evitar redundância nas análises. Muitos fragmentos são conectados a manchas maiores através de corredores e trechos de floresta mais estreitos que 75m e algumas manchas consideradas pequenas na escolha das áreas foram consideradas como partes de um fragmento maior na análise dos blocos de 6 x 6 km pelo programa Fragstats, assim, também fizemos uma análise de correlação entre o corte seletivo e algumas variáveis calculadas para as manchas de floresta, nas paisagens de 6 x 6km, descontando a faixa de borda de 75 m.

3. Resultados

No total, amostramos 5640 indivíduos nos três estratos considerados. Dentre estes, identificamos 389 morfotipos em nível de espécie, 63 em nível de gênero e 45 em nível de família, totalizando 497 morfotipos nos três estratos, que foram considerados espécies para o cálculo da riqueza. No total, encontramos 1001 indivíduos no dossel pertencentes a 261 espécies, nos estratos intermediários 1493 indivíduos pertencentes a 308 espécies, e no subosque 3146 indivíduos pertencentes a 404 espécies. A análise de correspondência das variáveis do dossel indicou um gradiente, com o primeiro eixo da ordenação explicando 81,92% da variação total, e os dois primeiros eixos explicaram 86,57%. As variáveis com maior peso nesta ordenação foram área basal total (negativamente) e quantidade de indivíduos de espécies intolerantes ao sombreamento (positivamente). Ambas as variáveis estão relacionadas à atividade de corte seletivo e queda de árvores, que reduzem a área basal total e permitem o desenvolvimento de indivíduos de espécies intolerantes através da abertura da cobertura nas clareiras formadas. A análise de correspondência das variáveis dos estratos intermediários também revelou um gradiente, e o primeiro eixo da ordenação explicou 78,14% da variação dos dados e os dois primeiros eixos 86,52%. As variáveis com maior peso na ordenação foram altura máxima (positivamente) e quantidade de indivíduos intolerantes ao sombreamento (negativamente). Na ordenação do subosque também encontramos um gradiente, e o primeiro eixo da ordenação explicou 78,17% da variação e os dois primeiros eixos explicaram 88,94%. As variáveis com maior peso na ordenação foram riqueza (positivamente) e quantidade de indivíduos em dossel baixo (negativamente). A situação de dossel baixo corresponde ao estádio inicial da regeneração de clareiras naturais ou antrópicas e é um indicativo direto da mortalidade de indivíduos do dossel com conseqüente desenvolvimento dos estratos mais baixos. A maioria dos fragmentos pequenos apresentou muitos indivíduos nesta condição de sombreamento, o que indica que muitas plantas nestes fragmentos estão se estabelecendo e se desenvolvendo fora de condições de dossel fechado, apesar de não haver diferenças entre a área amostrada de clareiras de fragmentos grandes e de pequenos.

Encontramos grande autocorrelação entre as variáveis de paisagem em cada uma das duas escalas. Dentre as variáveis calculadas a partir das paisagens de 6 x 6km, apenas o número de áreas core das manchas de floresta não apresentou correlação com a área da mancha e nem com outras variáveis. O número de áreas core apresentou correlação negativa como corte seletivo ($r = -0.583$; $p = 0,046$) e o primeiro eixo da ordenação da estrutura da vegetação do dossel ($r = -0,630$; $p = 0,028$), e positiva com o primeiro eixo da ordenação da estrutura da vegetação dos estratos intermediários ($r = 0,696$; $p = 0,012$). Nas paisagens de 720 x 720m encontramos que a área total da classe mata apresentou correlação negativa com o corte seletivo ($r = -0,714$; $p = 0,009$), e positiva com o primeiro eixo das ordenações da estrutura dos estratos intermediários ($r = 0,706$; $p = 0,010$) e do subosque ($r = 0,745$; $p = 0,005$). A área total da classe pasto apresentou correlação positiva com o eixo da ordenação do dossel ($r = 0,621$; $p = 0,031$) e negativa com os eixos das ordenações dos estratos intermediários ($r = -0,667$; $p = 0,031$) e do subosque ($r = -0,619$; $p = 0,032$). O número de manchas de pastos apresentou correlação negativa com a ordenação dos estratos intermediários ($r = -0,710$; $p = 0,010$).

O corte seletivo apresentou correlações maiores e mais significativas com as variáveis da estrutura dos estratos intermediários ($r = -0,764$; $p = 0,004$) e subosque ($r = -0,878$; $p = 0,000$) do que qualquer variável de paisagem, e esteve fortemente relacionado à variação ambiental expressa pela ordenação do dossel. A dominância dos efeitos das alterações sobre a estrutura da vegetação nos três estratos também influenciou a autocorrelção alta e significativa entre os eixos principais das ordenações dos mesmos. Descontando-se o efeito do corte seletivo da estrutura (resíduos), encontramos correlação positiva entre a área do fragmento na paisagem de 6x6km e a estrutura da vegetação do dossel ($r = 0,580$; $p = 0,048$). Também encontramos correlação negativa entre o número de manchas de pasto na paisagem de 720 x 720 m e a estrutura da vegetação dos estratos intermediários ($r = -0,587$; $p = 0,045$). Os resíduos da regressão entre o corte seletivo e a ordenação das variáveis da estrutura dos estratos intermediários são positivamente correlacionados com a própria ordenação dos estratos intermediários ($r = 0,645$; $p < 0,024$), e esta ordenação foi forte e negativamente influenciada por alterações diretas, tanto decorrentes de impactos antrópicos quanto naturais.

4. Discussão

A variável corte seletivo compreende os resultados de alguns tipos diferentes de atividades incluindo: corte, manipulação e transporte motorizado da madeira de dentro dos fragmentos, corte de indivíduos de braunas (*Melanoxylon brauna*) para venda local com transporte feito por animais, e corte de árvores próximas à borda dos fragmentos para a retirada de madeira para consumo nas próprias fazendas. No geral, estas atividades foram

realizadas mais intensamente nos fragmentos menores, pertencentes a particulares e que não possuíam qualquer status de conservação. Os fragmentos que possuem o maior número de áreas core são justamente os maiores e ao mesmo tempo mais irregulares. Como a maioria das manchas grandes de floresta da região é irregular, somente os fragmentos pequenos e isolados apresentaram valores baixos nesta variável. Apesar do número de áreas core não ser correlacionado ao tamanho nem ao índice de forma, é indicativo de uma ação combinada de tamanho e isolamento. Este resultado faz sentido ao imaginarmos que os extratores de madeira realizam esta atividade, que é ilegal, preferencialmente longe das áreas centrais da Reserva Biológica de Una, onde podem encontrar algum tipo de fiscalização. O isolamento por sua vez permite o acesso ao fragmento através de uma maior porção de sua borda com áreas agrícolas. A interpretação da variável número de áreas core como um reflexo da interação de tamanho e isolamento pode ser confirmada pela análise da variável total de mata da paisagem de 720 x 720 m, que também foi negativamente relacionada ao corte seletivo, pois as manchas mais isoladas também apresentam menor montante de floresta nesta escala de análise. Por certo algumas variáveis importantes, como status de conservação da área de floresta e distância a estradas de acesso, necessitam ser consideradas para entendermos os fatores da paisagem que influenciam a probabilidade de corte seletivo nos fragmentos na região.

A estrutura da vegetação representada aqui pelos eixos principais das ordenações feitas com as variáveis dos três estratos foi fortemente influenciada pelo corte seletivo, que parece ser o grande indutor das variações mais significativas nos atributos das comunidades de plantas nos três estratos considerados. Os impactos causados pela atividade, realizada em maior ou menor intensidade nas diferentes áreas, foram os grandes agentes de transformação encontrados nos trechos de floresta analisados, e suas conseqüências são sentidas em todos os estratos da floresta. Porém, ao descontarmos estes efeitos ainda encontramos correlação negativamente significativa entre o número de manchas de pasto na paisagem de 720 x 720 m e a estrutura da vegetação dos estratos intermediários (resíduos da regressão). E o fato de que estes resíduos são correlacionados positivamente com a própria ordenação, que evidenciou um gradiente de alterações na estrutura, pode ser um indicativo indireto de que além do corte seletivo, outros tipos de alteração, como os efeitos de borda decorrentes do contato entre as manchas de floresta e áreas de pasto podem estar ocorrendo. Por outro lado, parece ser muito difícil separar efeitos semelhantes e sinérgicos como mortalidade induzida por efeito de borda e corte seletivo. Ambos provocam aberturas na floresta, com mudança microclimática e facilitação do estabelecimento de indivíduos pertencentes a espécies dependentes de clareiras grandes, todos fatores que influenciam a estrutura da vegetação em todos os estratos. A detecção de padrões decorrentes apenas de efeitos de borda, ou de paisagem, induzindo tais efeitos na região só pode ser feita com desenho experimental próprio e que procure eliminar ou minimizar os efeitos da variável corte seletivo do sistema e o mesmo vale para estudos sobre o corte seletivo que certamente é influenciado por características da paisagem, assim como a dinâmica da vegetação regenerante após corte.

5. Bibliografia

McGarigal K. & Marks, B.J. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landacape structure. U. S. Forest Service General Technical Report PNW 351.

Jongman, R.H.G., C.J.F. Ter Braak, O.F.R. Van Tongeren, 1997 Data analysis in community and landscape ecology. University Press. Cambridge.

Distribuição e corte da palmeira juçara (*Euterpe edulis* Mart.) ao longo de um gradiente altitudinal em Floresta Pluvial Atlântica

Eduardo Pereira Cabral Gomes
FCBEE, Univ.Presbiteriana Mackenzie, Rua da Consolação 903, prédio 11, 01301-000, São Paulo, SP. epcgomes@ig.com.br

1. Introdução

.....O palmito da palmeira juçara (*Euterpe edulis* Mart.) vem sendo um dos produtos não madeiráveis mais explorados da mata atlântica (Reis *et. al.* 2002). Diversos estudos têm procurado elucidar aspectos da demografia desta espécies (Moura Neto *et. al.* 1987, Anjos *et. al.* 1988, Matos 1995, Fisch 1999, Fisch *et. al.* 2000, Silva Matos *et. al.* 1999, Reis *et. al.* 1996, Reis 1999, Reis & Reis 2000) e da viabilidade econômica de sua exploração (Fantini *et. al.* 1992,1997, Fantini 1994, Ribeiro, R. J. *et. al.* 1994, Orlande *et. al.* 1995, Conte 1997, Reis *et. al.* 1999, 2000a, b, c, 2002).

.....Poucos estudos tem sido feitos sobre os padrões de distribuição da espécie ao longo de gradientes e o esforço de coleta do recurso. Reis *et. al.* (2002) citam que um palmiteiro é capaz de cortar e transportar até um ponto de agrupamento em média 70 plantas/dia. Muitas variáveis seguramente interferem nesse valor, porém, este é uma das poucas referências disponíveis. A densidade de *E. edulis* mantém-se elevada até as proximidades de seu limite altitudinal (Gomes *et. al.* submetido) e observa-se que a coleta ocorre em toda local com acesso.

.....O objetivo deste trabalho é: i) verificar a variação na densidade de populações jovens e adultas de *E. edulis* ao longo de um gradiente de 200 a 850 m de altitude em floresta pluvial atlântica; ii) estimar a intensidade de corte e retirada destas populações ao longo da vertente. A hipótese inicial é que a densidade de indivíduos e o número de palmeiras cortadas não são significativamente diferentes ao longo do gradiente.

2. Métodos

.....O estudo foi realizado dentro de uma amostragem mais abrangente de variação da estrutura e riqueza da vegetação lenhosa ao longo de um gradiente altitudinal. As amostras foram feitas na encosta da Serra do Mar (23º24'S e 45º09'WG) a cerca de 4 km da sede do município de Ubatuba, dentro dos limites do Parque Estadual da Serra do Mar, SP. Todo o trecho de encosta amostrado apresentou orientação sudoeste, declividade entre 40º e 45º e teve acesso pela trilha que liga o reservatório da Cachoeira dos Macacos no litoral, com o bairro de Vargem Grande, em Natividade da Serra, no planalto.

.....Amostraram-se todos os indivíduos lenhosos com diâmetro a 1,3 m do solo (dap) >= 2,5 cm em 10 transectos de 2 x 50 m aleatória e perpendicularmente dispostos ao longo de 4 cotas altitudinais (a cota passa pelo centro do transecto): 200 m, 400 m, 600 m e 850 m. A última cota foi elevada em 50 metros devido a declividade de quase 70º na altitude de 800 m. Foram registrados todos os indivíduos lenhosos, vivos e mortos, além das palmeiras juçaras cortadas. O tempo de caminhada entre cotas altitudinais foi de aproximadamente 40 minutos, inclusive para chegar a primeira cota.

3. Resultados e Discussão

.....A densidade de *E. edulis* (dap>=2,5 cm) não variou significativamente (p>0,05, ANOVA, F = 1,707) ao longo do gradiente, tendo densidade de 510±233,1 ind/ha (cota de 400 m) a 310±185,3 ind/ha (850 m), com valores intermediários de 420±234,8 ind./ha (200 m) e 350±190,0 ind/ha (600 m). Considerando-se somente os estipes com dap >= 5,0 cm também não houve diferenças significativas (p>0,05, ANOVA, F = 1,712) com a densidade variando de 130±163,6 ind/ha, a 400m, a 290±179,2 ind/ha a 200m (190±185,3 ind/ha a 600 m e 170±125,2 ind/ha a 850 m). O mesmo resultado ocorre (p>0,05, ANOVA, F = 0,9949) considerando-se apenas os estipes com dap>= 10,0 cm, com valores de densidade variando de 30±67,5 ind/ha (400 m) a 100±156,4 ind/ha (850 m), com valores intermediários de 40±51,6 ind/ha (600

m) e 50±85,0 ind/ha (200 m). No Vale do Paraíba, encostas da Serra da Mantiqueira, Gomes e colaboradores (no prelo) encontraram valores de densidade de 644 palmeiras/ha (dap>= 10,0 cm) e Reis e colab. (2002) cita valores de 100,8 a 239,6 ind/há (média 148,1 ind/ha) para quatro locais em Santa Catarina e São Paulo (critério dap>= 9,0 cm).

.....O número de palmeiras juçaras cortadas foi significativamente maior (p<0,01, ANOVA, F = 8,3274) na cota de 400 m, 150±151,0 ind/ha, com valores variando de 10±31,6 ind/ha (cotas de 200 e 600 m de altitude) a 70±157,0 ind/ha (850 m). A pesar do tamanho mínimo de uma palmeira juçara viável para o fornecimento de um palmito ser de 9 cm de dap, cerca de 11% das palmeiras cortadas apresentavam daps inferiores a esse.

.....Os valores de densidade de *E. edulis* estiveram abaixo dos encontrados em outros cinco estudos. O maior número de árvores cortados ocorreu na mesma cota altitudinal onde a densidade de palmeiras juçara com dap >= 5,0 cm e dap >= 10,0 cm foi a mais baixa. Neste último caso o número de indiv./ha esteve abaixo do número de 50 matrizes que devem ser deixadas em sistemas de manejo após a coleta e comprovado por estudos de demografia (Fisch 1999). Também na cota altitudinal de 400 m, foi registrada a maior densidade se considerarmos dap>= 2,5 cm. Como para diâmetros maiores a densidade foi a mais baixa, esse número mais elevado de indivíduos concentrou-se na classe de diâmetro de 2,5 a 5,0 cm, ainda imprópria para a obtenção do palmito. O maior número de indivíduos jovens nas classes menores, onde há menor densidade de árvores adultas, mostra o forte recrutamento estímulado por perturbação local que leva ao aumento da luminosidade no sub-bosque (Fisch 1999). Apesar da grande capacidade de recuperação dessas populações frente ao distúrbio, a perda de indivíduos adultos acarreta graves prejuízos a toda comunidade biótica pois o pico de frutificação de *E. edulis* ocorre em época distinta de outras espécies (Fisch et al. 2000) o que permite um fornecimento contínuo de recursos à fauna.

.....AA área a 200 m de altitude deve ter sido a primeira e mais intensamente explorada, teve o segundo menor valor de densidade de palmeiras adultas, por se situar mais próxima às vias de acesso. A medida que o recurso foi se tornando mais raro os palmiteiros têm ido a distâncias cada vez maiores para buscar o recurso. O segundo maior valor de árvores cortadas nos 200 m indica que a coleta do palmito vem ocorrendo antes que haja uma recuperação das populações.

4. Conclusões

.....A densidade de *E. edulis* não variou significativamente ao longo do gradiente altitudinal devido ao maior recrutamento de indivíduos jovens compensando a maior mortalidade de adultos. O maior número de jovens ocorreu onde foi registrado o maior número de palmeiras cortadas. Em três das quatro cotas altitudinais o número de indivíduos adultos, matrizes, esteve abaixo do mínimo recomendado para o manejo sustentado.

(o autor agradece ao Mackpesquisa pelo suporte financeiro ao projeto e Rosendo de Oliveira, Juliana Kiomi Rodrigues Hirata, Rodrigo Tetsuya Fujii e Luis Marcelo dos Reis Micelli pela ajuda na coleta de dados)

5. Referências Bibliográficas

Anjos, A.; Couto, H.T.Z.; Batista, J.L.F.; Reis, A. (1998). Análise do efeito de um manejo em regime de rendimento sustentável sobre o padrão de distribuição espacial do palmiteiro (*Euterpe edulis* Martius), utilizando a função K de Ripley. *Revista Árvore* 22 (2): 215-225, Viçosa.

Conte, R. (1997). *Manejo do palmiteiro (Euterpe edulis Mart.) no estado de Santa Catarina*. Editora da UFSC, 187p, Florianópolis.

Fantini, A. C. (1994). O manejo sustentado do palmiteiro no Vale do Ribeira. *Florestar Estatístico* 1(3):15-16, São Paulo.

Fantini, A. C., Reis, A., Reis, M. S., Guerra, M. P. (1992). Sustained yield management in tropical forest: a proposal based on the autecology of species. *Sellowia*.42-44:25-33, , Itajaí

Fantini, A. C., Nodari, R. O., Reis, M. S., Mantovani, A., Odorizzi, J., Ribeiro, R. J. (1997). Estimativa da produção de palmito em plantas de palmiteiro (Euterpe edulis Martius) a partir de características fenotípicas. *Revista Árvore* 21(1):9-57, Viçosa.

Fisch, S. T. V. (1999). Dinâmica de Euterpe edulis Mart. na Floresta Ombrófila Densa Atlântica em Pindamonhangaba - SP., Universidade de São Paulo, USP, Sao Paulo, Brasil, 223p.

Fisch, S. T. V., Nogueira Jr, L. R., Mantovani, W. (2000). Fenologia reprodutiva do Euterpe edulis Mart. na Reserva Ecológica do Trabiju (Pindamonhangaba - SP) . *Revista Biociências* 6(2):31-37, Taubaté.

Gomes, E. P. C., Simey Thury Vieira Fisch, and W. Mantovani. (2002). Estrutura e variações fisionômicas do componente arbóreo na Reserva Ecológica do Trabiju, Pindamonhangaba, SP. In *Acta Botanica Brasilica*, submetido, São Paulo.

Matos, D. M. S. (1995). Population Ecology of *Euterpe edulis* Mart. PHD thesis. Norwich-England, University of East Anglia, 187 p.

Moura Neto, B.; Dias, A.C.; Yamazoe, G. (1987). Sobrevivência de *Euterpe edulis* Mart. sob diferentes tipos de vegetação. *Boletim Técnico do Instituto Florestal* 40-A (especial parte 1): 99-107, São Paulo.

Orlande, T.; Laarman, Jan; Mortimer, J. (1996). Palmito sustainability and economics in Brazil's Atlantic coastal forest. *Forest Ecology and Management* 80:257-265, Amsterdan.

Reis, A.; Kageyama, P.Y.; Reis, M.S.; Fantini, A. (1996). Demografia de *Euterpe edulis* Mart. (Arecaeae) em uma Floresta Ombrófila Densa Montana. *Selowia* 45/48: 3-45, Itajaí.

Reis, A., M.S. Reis, Nodari, R. O., Guerra, M. P. (2000a). Sustainable Yield Management of Euterpe edulis Martius (Palmae): A tropical Palm tree from the Atlantic Tropical Forest-Brasil. *Journal Of Sustainable Forestry*. 11(3):1-17, Nova York.

Reis, M.S. (1999). Caracterização do incremento em diâmetro de Euterpe edulis Mart. e implicações para o seu manejo em formações florestais secundárias. *Revista Árvore* 23(4):413-422, Viçosa.

Reis, M.S.; Conte, R.; Fantini, A.C.;Guerra, M. P. (2002). O palmiteiro (Euterpe edulis) como recurso da mata atlântica. p.103-117. In: Simões, L. L. & Lino, C. F. (orgs.). *Sustentável Mata Atlântica: a exploração de seus recursos florestais.* Editora SENAC, 216p, São Paulo,

Reis, M. S., Conte, R., Fantini, A. C., Nodari, R. O. (1999). Caracterização do incremento em diâmetro de Euterpe edulis Mart. e implicações para o seu manejo em formações florestais secundárias. *Revista Árvore* 23(4):413-422, Viçosa.

Reis, M. S., Fantini, A. C., Nodari, R. O., Reis, A., Guerra, M. P., Mantovani, A. (2000b). Management and Conservation of Natural Populations in Atlantic Rain Forest: The case study of palm heart (Euterpe edulis Martius). *Biotropica* 34(4):894-902, Saint Louis.

Reis, M. S., Fantini, A. C., Nodari, R. O., Guerra, M. P., Reis, A. (2000c). Sustainable management of Euterpe edulis Martius (Palmae): a palm tree from the Atlantic tropical forest - Brazil. *Journal of Sustainable Forestry.* 11(3):1-17, Nova York.

Reis, M.S. & Reis, A. (eds.). (2000). *Euterpe edulis Martius – (Palmiteiro): biologia, conservação e manejo*. Herbário Barbosa Rodrigues, 355 p, Itajaí.

Ribeiro, R. J., Portilho, W. G., Reis, A., Fantini, A. C. (1994). O Manejo Sustentado do Palmiteiro No Vale do Ribeira. *Florestar Estatistico Fundacao Florestal* 1(3):15-16, São Paulo.

Silva Matos, D.M.; Freckleton, R.P.; Watkinson, A (1999). The role of density dependence in the population dynamics of a tropical palm. *Ecology* 80(8): 2635-2650, Nova York.

Efeito de Borda na Relação Altura-Diâmetro em Duas Populações de Plantas da Mata de Dois Irmãos, Recife-PE

Elcida de Lima Araujo[a]; Ana Carolina O. da Silva[b]; Giulliari Alan da S. T. de Lira[b]; Jacemy S. e Silva Filha[b]; Kleber Andrade da Silva[b]; Linete Maria Cordeiro[b] & Nadja Maia B. de Oliveira[b]

a Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, Recife, PE, 52171-900 (elcida@ufrpe.br)

[b] *Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, Recife, PE, 52171-900 (kleberan@bol.com.br)*

1. Introdução

A Mata Atlântica é uma formação vegetal litorânea caracterizada principalmente pela alta diversidade específica (Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1998). De acordo com Myers (1997) esta vegetação é considerada um dos biomas mais fragmentados do mundo, podendo ter perdido metade do seu número original de espécies.

No estado de Pernambuco existem poucos fragmentos de Mata Atlântica, entre eles encontra-se a Reserva Ecológica da Mata de Dois Irmãos. Esta reserva é bastante fragmentada e circundada por paisagens urbanas. Segundo Araújo e Tabarelli (2002) fragmentos pequenos de Mata Atlântica de até 1.000 hectares são propensos a extinção, devido a expansão de espécies invasoras e ao efeito de bordadura que altera a dinâmica das populações de lianas e processos ecológicos interativos, como polinização e dispersão de sementes. Além disso, o efeito de borda altera as condições de crescimento das plantas por induzir variações na disponibilidade de luz, temperatura e velocidade dos ventos, entre outros fatores. Tais variações são consideradas de influência no estabelecimento das plantas e podem induzir variações na forma de alocação dos recursos obtidos pelo vegetal, visualizada ás vezes por diferenças no tamanho entre as distintas partes da planta nos diferentes estádios de desenvolvimento (Crawley, 1983; Larcher, 2000).

Na Mata de Dois Irmãos algumas espécies apresentam populações que ocupam a borda e o interior do fragmento, todavia é desconhecido o efeito desta bordadura na estrutura das populações e forma das plantas. Assim, este estudo teve como objetivo avaliar a influência da borda na relação altura-diâmetro das plantas e na estrutura das populações de *Miconia* cf. *prasina* (Sw.) DC. e *Plathymenia foliolosa* Benth., crescendo em habitats de borda e interior do fragmento florestal.

2. Material e métodos

O estudo foi desenvolvido na Reserva Ecológica de Dois Irmãos, à noroeste da cidade do Recife-PE, com área de aproximadamente 4Km^2. De acordo com a classificação climática de W. Köppen, a área do Recife apresenta clima do tipo As', tropical costeiro, quente e úmido. A precipitação média anual é de 2460 mm e a temperatura média anual é superior a 23ºC (Coutinho *et al.*, 1998). O fragmento apresenta elevada riqueza de Melastomataceae, Lauraceae, Fabaceae e Euphorbiaceae (Guedes, 1992). As espécies selecionadas para o estudo foram, *Miconia* cf. *prasina* (Sw.) DC., pertencente a família Melastomataceae, e *Plathymenia foliolosa* Benth., pertencente a família Mimosaceae. Ambas apresentam ampla distribuição e são importantes economicamente (Rizzini, 1978; Barroso, 1991).

Para amostragem das populações, foram instalados duas parcelas de 10 x 100m cada. A primeiro foi instalada paralelamente à borda, a uma distância de 15m a partir do limite do fragmento, e a segunda no interior da mata, distando aproximadamente 100m da primeira. Posteriormente, estas parcelas foram subdivididas em parcelas de 10 x 10m. Os indivíduos das espécies *M.* cf. *prasina* e *P. foliolosa* presentes nas parcelas foram contados e mensurados quanto a altura total e diâmetro do caule ao nível do solo.

Durante a amostragem, as plantas foram classificadas quanto ao estádio ontogenético que apresentavam. Os critérios utilizados para determinar cada estádio de desenvolvimento foram baseados em observações de mudanças evidentes nas características macromorfológicas externas apresentadas pelos indivíduos: plântula - caule clorofilado, com ou sem folhas cotiledonares e sem ramificações;. Juvenil - caule lenhoso, com apenas ramificações primárias; e adultos - caule lenhoso e com ramificações secundárias.

Os dados obtidos foram tabulados e diferenças na relação altura-diâmetro nos estádios ontogenéticos que tiveram mais de cinco indivíduos foram testadas, através regressão linear utilizando-se o programa Systat for Windows.

3. Resultados e discussão

M. cf. *prasina* e *P. foliolosa* exibiram diferenças no tamanho de suas populações entre borda e interior do fragmento. *M.* cf. *prasina* apresentou 114 indivíduos na borda e 47 indivíduos crescendo no interior do fragmento. *P. floiolosa* apresentou 20 indivíduos crescendo na borda da mata e apenas dois no interior do fragmento. Os três estádios ontogenéticos (plântula, juvenil e adulto) só foram registradas na borda da mata para as duas populações.

O número de indivíduos no estádio plântula foi baixo para as duas populações estudadas (n = 6 em *M.* cf. *prasina* e n = 9 em *P. foliolosa*) e este estádio só se fez presente na borda do fragmento. O recrutamento de plântulas na área mais iluminada do fragmento sugere que as espécies estudadas possam ser enquadradas como espécies pioneiras ou secundárias iniciais.

O número de indivíduos juvenis variou entre as populações e entre os trechos da mata estudados. *M.* cf. *prasina* apresentou um grande número de indivíduos jovens (n = 100) na borda do fragmento quando comparado com o interior (n = 44). Já *P. foliolosa* apresentou número de indivíduos juvenis similar ao número de plântulas na borda da mata e baixíssimo número de jovens no interior (n = 2). Este fato reforça ainda mais o reconhecimento destas espécies como pioneiras. A mata vem sofrendo forte devastação, o que possibilita a formação de clareiras que são ocupadas pelo recrutamento de indivíduos destas espécies. De acordo com Bertoni (1984), em fragmentos de florestas antropizadas é esperado um aumento na densidade de jovens, todavia isto não foi visualizado para *P. foliolosa*.

O número de indivíduos adultos foi baixo e também variou entre as populações. *M.* cf. *prasina* apresentou um maior número de indivíduos adultos na borda (n = 8) quando comparado com o interior (n = 3). Já *P. foliolosa* só apresentou indivíduos adultos na borda (n = 2). Estes dados sugerem que *P. foliolosa* tende a ser eliminada do fragmento mais rapidamente quando comparada com a população de *M.* cf. *prasina*.

A relação altura-diâmetro variou durante a ontogenia em *M.* cf. *prasina*. e *P. foliolosa*. Nas duas populações, a altura das plântulas não foi explicada pela variação do diâmetro (r^2 = 0,07 para *M.* cf. *prasina* e r^2 = 0,34 para *P. foliolosa*), todavia nos estádios juvenil e adulto de *M.* cf. *prasina* o aumento em altura foi, respectivamente, 79% e 62% explicado pela variação do diâmetro da planta. Na borda, as equações de regressão da relação $\log_{10}$altura-$\log_{10}$diâmetro foram de y = -0,61+ 1,12x para o estádio juvenil e de y = -1,82 + 1,82x para o estádio adulto em *M.* cf. *prasina.* Já em *P. foliolosa*, o aumento em altura no estádio juvenil foi 75% explicado (y = -0,5 + 0,71x) pela variação do diâmetro dos indivíduos.

No interior da mata a variação de altura de jovens de *M.* cf. *prasina* foi um pouco menos explicada (77%) quando comparada com o registrado para a borda. A equação de regressão da relação $\log_{10}$altura-$\log_{10}$diâmetro neste estádio foi de y = -0,58 + 1,04x e portanto muito semelhante ao registrado para este estádio na borda do fragmento. Para os demais estádios nenhum comentário pode ser feito devido ao número insuficiente de indivíduos.

De uma maneira geral foi constatado que a variação de altura no estádio juvenil é bem explicada pela variação do diâmetro. Isto sugere que jovens apresentam grande investimento em altura, o que possibilita a ocupação do espaço vertical e obtenção mais facilmente de luz, necessária ao desenvolvimento vegetal.

O fato de variação em diâmetro explicar pouco da variação em altura no estádio adulto aponta que outros fatores, não mensurados neste estudo, devem exercer forte influência na forma das plantas quando as mesmas são recrutadas para o estádio adulto. Possivelmente competição para expansão da copa, danos causados pela queda de outras árvores, ação de ventos fortes etc, possam ter maior peso na alocação de recursos para o aumento em altura neste estádio.

4. Conclusão

As espécies *M.* cf. *prasina* e *P. foliolosa* exibem características que permite enquadrá-las como espécies pioneiras. A população de *P. foliolosa* tende a ser eliminada do fragmento mais rapidamente

quando comparada com a população de *Miconia* sp. A forma das plantas, considerando a relação altura-diâmetro, varia durante a ontogenia, sendo a variação em altura da planta melhor explicada pela variação do diâmetro no estádio juvenil, independente da influência do efeito de borda do fragmento.

5. Referências bibliográficas

Araújo, E. L.; Tabarelli, M. (2002). Estudos de ecologia de populações de plantas do nordeste do Brasil. In: Araújo, E.L.; Moura, A.N.; Sampaio, E.V.S.B.; Gestinari, L.M.S.; Carneiro, J.M.T. (edts.) *Biodiversidade, Conservação e Uso sustentável da Flora do Brasil*. 135-141p., Sociedade Botânica do Brasil, Recife, PE.

Barroso, G. M. (1991). *Sistemática de angiospermas do Brasil* – vol. 2. Viçosa, Minas Gerais. Impressa universitária de Viçosa. p.377.

Bertoni, J. S. A.(1984). *Composição florística e estrutura de uma floresta do interior do Estado de São Paulo: Reserva Estadual de Porto Ferreira.* Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas-SP.

Coutinho, R. Q.; Lima-Filho, M. F. de; Souza-Neto, J. B. de e Silva, E. P. da. (1998).Características climáticas, geológicas, geomorfológicas e geotécnicas da Reserva Ecológica de Dois Irmãos. In. Machado, I. C.; Lopes, A. V. e Porto, C. C. *Reserva Ecológica de Dois Irmãos: Estudos em um Remanescente de Mata Atlântica em Área Urbana (Recife - Pernambuco - Brasil).* Recife. Ed. SECTMA - UFPE. Cap. 2 p. 21-29.

Crawley, M. J. (1983). *Herbivory: the dynamics of animal-plants interactions.* Blackwell.

Fontes, M. A. L. (1999). Padrões alométricos em espécies arbóreas pioneiras tropicais. *Scientia Forestalis* 55: 79-87.

Fundação SOS Mata Atlântica. (1992). *Dossiê Mata Atlântica*. São Paulo: 107p.

Guedes, M. L. S. (1998). *Estudo florístico e fitossociológico de um trecho da Reserva Ecológica da Mata de Dois Irmãos*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife.

Harmer, R. (1995). Natural regeneration of brodleaved trees in Britain: III germination and establishment. *Forestry* 68(1):1-9.

Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. (1998). *Primeiro relatório nacional para a conservação sobre diversidade biológica - Brasil*. Brasília.

Myers, N. (1997). Florestas tropicais e suas espécies - sumindo, sumindo...? In: Wilson, E. O. & Peter, F. M. *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, p. 36-45.

Ricklefs, R. E. (1996). *A economia da natureza*. Ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.

Rizzini, C. T. (1978). *Árvores e madeiras úteis do Brasil*. São Paulo. Ed. Edgard Blücher LTDA. p.296.

Sarmiento, G. (1984). *The ecology of neotropical Savannas*. Harvard University Press. Cambridge.

Veloso, H. P. e Goes-Filho, L. (1982). *Fitogeografia brasileira, classificação fisionômica-ecologia da vegetação neotropical*. Projeto RADAMBRASIL, boletim técnico, ser. vegetação, p.1-80.

Estudo da limitação filogenética nos padrões fenológicos reprodutivos de espécies arbóreas em floresta atlântica

Eliana Gressler [a], Valesca B. Zipparro [b] & L. Patrícia C. Morellato [c]

[a] Bolsista de Mestrado FAPESP/ Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal da UNESP/ Rio Claro.

[b] Doutoranda do Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal da UNESP/ Rio Claro.

[c] Professora Adjunta do Departamento de Botânica da UNESP/ Rio Claro. (pmorella@rc.unesp.br)

1. Introdução

Estudos fenológicos em florestas tropicais têm tradicionalmente enfocado grupos taxonômicos diversos, investigando como a sazonalidade climática e interações bióticas afetam os padrões reprodutivos das plantas. Ainda são poucos os trabalhos que abordam a floração e frutificação dentro de espécies filogeneticamente relacionadas em uma mesma comunidade. Trabalhos que envolvem o estudo da época de ocorrência dos eventos reprodutivos em espécies aparentadas são úteis para avaliar o potencial das relações ecológicas e sazonalidade climática como forças seletivas, em relação às restrições impostas sobre a fenologia por inércia filogenética (Jordano 1995).

Uma série de hipóteses têm sido propostas para explicar os padrões sazonais de floração e frutificação em espécies taxonomicamente relacionadas dentro de uma comunidade, destacando-se a hipótese da limitação filogenética de Kochmer & Handel (1986). Esta hipótese propõe que a fenologia seria afetada por restrições filogenéticas e prediz que espécies relacionadas teriam fenologia de floração e frutificação similares, consistindo em padrões agregados.

Myrtaceae é uma das famílias mais importantes do Brasil, e freqüentemente uma das famílias mais diversas e importantes da floresta atlântica (Barroso & Perón 1994; Leitão-Filho 1993) onde o clima parece não impor restrições ao comportamento fenológico das espécies (Morellato *et al.* 2000). Com mais de uma centena de espécies ocorrentes no Brasil, destaca-se o gênero *Eugenia*, de distribuição pantropical (Marchiori & Sobral 1997). Apesar de sua importância na estrutura das florestas, estudos de cunho ecológico abordando especificamente as Myrtaceae brasileiras ainda são escassos, como é demonstrado pela revisão sobre a biologia reprodutiva da subfamília Myrtoideae feita por Nic Lughadha & Proença (1996).

No contexto apresentado, este trabalho teve como objetivo analisar os padrões de floração e frutificação de um grupo de espécies pertencentes ao gênero *Eugenia*, em floresta atlântica, testando a hipótese da limitação filogenética proposta por Kochmer & Handel (1986).

2. Métodos

Este estudo foi realizado no Parque Estadual Intervales, Base de Vigilância Saibadela, município de Sete Barras (24º 14' 08" S e 48º 04' 42" W; variando de 70 m a 150 de altitude), Vale do Ribeira, sul do Estado de São Paulo, Brasil.

O clima do local é classificado como tropical superúmido, sem períodos de déficit hídrico e com chuvas distribuídas durante todo o ano e pluviosidade média anual de mais de 4.200 mm. Duas estações podem ser definidas no local do estudo: uma mais e fria e menos chuvosa de maio a setembro, e outra mais quente e chuvosa, de outubro a abril (Morellato *et al.* 2000).

A vegetação da área de estudo é predominantemente primária sendo classificada como Floresta Atlântica Chuvosa "típica" (Almeida-Scabbia 1996; Oliveira-Filho & Fontes 2000). A família Myrtaceae possui a maior riqueza de espécies em Saibadela, com cerca de 50 espécies, seguida por Leguminosae, Rubiaceae, Lauraceae e Sapotaceae (Almeida-Scabbia 1996).

Neste trabalho foram utilizados dados de um estudos fenológicos anteriores realizados na área (Morellato *et al*. 2000; Zipparro & Morellato, dados não publicados). A fenologia reprodutiva foi avaliada através de observações mensais de 14 espécies do gênero *Eugenia* (Myrtaceae), durante seis anos não-consecutivos (abril de 1994 a março de 1997 e abril de 1999 a março de 2002). Foram analisados os padrões de floração (antese ou flores abertas) e frutificação (frutos maduros) das espécies buscando responder se espécies taxonomicamente relacionadas possuem comportamento fenológico semelhante.

As 14 espécies incluídas neste estudo são: *E. bocainensis* Mattos, *E. cambucarana* Kiaersk., *E. capitulifera* O. Berg., *E.* cf. *cereja* D. Legrand, *E.* cf. *riedeliana* O. Berg., *E. cuprea* (O. Berg.) Nied., *E. melanogyna* (D. Legrand) Sobral, *E. mosenii* (Kausel) Sobral, *E. multicostata* D. Legrand, *E. neoglomerata* Sobral, *E. neoverrucosa* D. Legrand, *E. oblongata* O. Berg., *E. stictosepala* Kiaersk. e *E. subavenia* O. Berg.. Ao todo, 118 indivíduos foram observados quanto à fenologia reprodutiva.

3. Resultados e Discussão

Analisando-se as porcentagens de indivíduos e espécies por fenofase, observou-se que nos seis anos de estudo as espécies do

gênero *Eugenia* apresentaram uma tendência de concentrar a atividade reprodutiva numa mesma estação. Os padrões de floração e frutificação das espécies foram então caracterizados como agregados. Ao contrário das demais espécies, *E. cuprea* apresentou padrões fenológicos reprodutivos irregulares, ou seja, episódicos ao longo de todo o período de estudo, havendo assim pouca previsibilidade da ocorrência das fenofases.

Floração: A maioria dos picos de floração ocorreu na estação mais quente e chuvosa (outubro a abril), sendo que as maiores porcentagens de espécies e indivíduos florescendo foram observadas entre os meses de outubro e fevereiro, destacadamente no mês de dezembro. Outros picos menos intensos e numerosos ocorreram na estação mais fria e menos úmida, nos meses de agosto e setembro, concentrando essencialmente indivíduos de *E. cuprea*, *E. cambucarana* e *E. oblongata*. Durante quase todo o período de estudo não foram observados indivíduos florescendo nos meses entre abril e julho.

Frutificação: A produção de frutos, do mesmo modo que a de flores, foi mais intensa durante a estação mais quente e úmida, sendo que os picos de frutificação ocorreram principalmente entre os meses de outubro e março. Comparada à floração, a frutificação apresentou sazonalidade menos acentuada sendo observada uma maior distribuição dos picos ao longo da estação nos seis anos estudados.

Uma possível explicação para os padrões agregados de floração e frutificação das espécies analisadas é a hipótese da limitação filogenética de Kochmer & Handel (1986). As espécies do gênero *Eugenia*, por serem aparentadas, apresentaram padrões fenológicos reprodutivos similares, como prediz a hipótese citada. Smith-Ramirez *et al*. (1998) relataram a "inércia filogenética" como fator limitante principal na floração de 12 espécies e 2 subespécies da família Myrtaceae numa floresta temperada no Chile. Já a frutificação, que no estudo desses autores e no de Smith-Ramirez & Armesto (1994) apresentou padrões não agregados, provavelmente é melhor explicada por restrições devidas à morfologia dos frutos e aos períodos de maturação, que por sua vez possuem um forte componente filogenético, e secundariamente pelas interações com agentes dispersores de sementes.

4. Conclusões

As espécies do gênero *Eugenia* da comunidade de floresta atlântica estudada seguiram uma tendência de concentrar a atividade reprodutiva em uma mesma estação, corroborando inicialmente a hipótese da limitação filogenética proposta por Kochmer & Handel (1986). Desse modo, os resultados deste trabalho sugerem que os fatores filogenéticos tendem a manter uma sincronia nos períodos de floração e frutificação entre as espécies de *Eugenia*, apesar deste padrão não ser tão pronunciado na frutificação quanto na floração.

Futuramente serão feitos testes estatísticos no intuito de testar a hipótese descrita neste trabalho e outras hipóteses correntes que tentam explicar os padrões sazonais de floração e frutificação de espécies aparentadas em uma mesma comunidade. Dados da morfologia dos frutos e duração dos episódios reprodutivos serão usados na tentativa de comprovar de forma mais segura a limitação filogenética na fenologia das espécies, principalmente na frutificação, que se mostrou menos sazonal que a floração neste estudo.

A confirmação da existência de limitação filogenética nos padrões fenológicos de espécies dentro do gênero *Eugenia* seria reforçada pelo estudo de maior número de espécies e, principalmente, de outros gêneros dentro da família Myrtaceae. Similarmente, as análises podem ser estendidas para este gênero em outros locais (com tipos de vegetação e condições climáticas iguais ou diferentes), para comprovar se há realmente restrições filogenéticas influenciando a fenologia das espécies. Este trabalho salienta a importância da avaliação do estudo do componente filogenético na análise dos padrões fenológicos de espécies vegetais. [Apoio financeiro: FAPESP (proc. # 95/09626-0) e CNPq]

5. Referências Bibliográficas

Almeida-Scabbia, R. J. (1996). Fitossociologia de espécies arbóreas de floresta atlântica, Sete Barras, SP. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP.

Barroso, G. M. & Perón, V. (1994). Myrtaceae. Pp. 261-302. In: Lima, M. P. M. & Guedes-Bruni, R. R. (eds.). Reserva ecológica de Macaé de Cima, Nova Friburgo, RJ. Aspectos florísticos das espécies vasculares. v. 1. Rio de Janeiro.

Galetti, M. (1996). Fruits and frugivores in a Brazilian Atlantic forest. Cambridge: 1996. PHD. – Department of Anatomy, University of Cambridge.

Jordano, P. (1995). Angiosperm fleshy fruits and seed dispersers: a comparative analysis of adaptation and constraints in plant-animal interactions. American Naturalist 145: 163-191.

Kochmer, J. P. & Handel, S. N. (1986). Constraints and competition in the evolution of flowering phenology. Ecological Monographs 56 (4): 303-325.

Leitão-Filho, H. F. (coordenador) (1993). Ecologia da Mata Atlântica de Cubatão (São Paulo). Editora Unesp da Fundação para o Desenvolvimento da Universidade Estadual Paulista, São Paulo, e Editora da Unicamp, Campinas.

Marchiori, J. N. C. & Sobral, M. (1997). Dendrologia das angiospermas: Myrtales. Santa Maria: Ed. da UFSM, 304 p.

Morellato, L. P. C.; Talora, D. C.; Takahasi, A.; Bencke, C. C.; Romera, E. C. & Zipparro, V. B. (2000). Phenology of Atlantic rain forest trees: A comparative study. Biotropica 32 (4B): 811-823.

Nic Lughadha, E. & Proença, C. (1996). A survey of the reproductive biology of the Myrtoideae (Myrtaceae). Annals of the Missouri Botanical Garden 83 (4): 480-503.

Oliveira-Filho, A. T. & Fontes, M. A. (2000). Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil, and the influence of climate. Biotropica 32: 793-810.

Smith-Ramirez, C. & Armesto, J. J. (1994). Flowering and fruiting patterns in the temperate rain-forest of Chiloé, Chile – Ecologies and climatic constraints. Journal of Ecology 82 (2): 353-365.

Smith-Ramirez, C.; Armesto, J. J. & Figueroa, J. (1998). Flowering, fruiting and seed germination in Chilean rain forest Myrtaceae: ecological and phylogenetic constraints. Plant Ecology 136 (2): 119-131.

Caracterização do Sistema Reprodutivo de uma População Natural de Heliconia velloziana Luiz Emygdio (HELICONIACEAE) em Florianópolis, SC, Brasil.

Eloisa Neves Mendonça[a], Isabela Schmitt Berkenbrock[b], Afonso Inácio Orth[c], Maurício Sedrez dos Reis[d]

[a] Mestranda em BiologiaVegetal/CCB/UFSC, [b] Mestranda em Recursos Genéticos Vegetais/CCA/UFSC (isabelaweb@hotmail.com), [c; d] Prof. Adjunto Dept[o]. Fitotecnia/NPFT/CCA/UFSC.

1. Introdução

Estudos de biologia reprodutiva são fundamentais para o entendimento das estratégias adaptativas que viabilizam a continuidade das populações ao longo do tempo. Além disso, aspectos da biologia reprodutiva, tais como sistema reprodutivo, dispersão de pólen, dispersão de sementes, estão diretamente ligadas ao fluxo gênico e, conseqüentemente, à estrutura genética das populações (Kageyama, 1987).

Os estudos dos sistemas reprodutivos possibilitam caracterizar a variação genética dentro e entre populações, bem como as adaptações que garantem o sucesso evolutivo da espécie, fundamentando estratégias para o uso e a conservação das espécies. Bawa & Krugman (1991), consideram os conhecimentos de biologia reprodutiva e estrutura genética de uma espécie essenciais para o desenvolvimento de uma proposta de manejo florestal responsável.

A família Heliconiaceae compreende um único gênero, *Heliconia*, com aproximadamente 300 espécies distribuídas principalmente na região Neotropical, desde o norte do México até o sul do Brasil. No Brasil ocorrem aproximadamente 40 espécies distribuídas principalmente na Amazônia e na Mata Atlântica (Reitz, 1985; Simão & Scatena, 2001).

Heliconia velloziana L. Emyg., conhecida como caeté, caeté-banana ou heliconia, é uma espécie exclusiva da Floresta Ombrófila Densa, e tem como área de ocorrência desde o Espírito Santo até o Rio Grande do Sul. É uma espécie predominantemente seletiva higrófita e desenvolve-se preferencialmente nos solos hidromórficos das planícies aluviais, onde podem formar densos agrupamentos. *H. velloziana* é a única espécie nativa da família que ocorre no Estado de Santa Catarina (Reitz, 1985).

H. velloziana é uma planta herbácea, perene, com até 2,5 – 3,5 metros de altura, possui propagação vegetativa por rizomas, e também sexuada. A floração ocorre de outubro a março, sendo que cada planta produz uma inflorescência terminal de orientação ereta, composta por brácteas vermelhas arranjadas disticamente. Cada bráctea envolve várias flores, hermafroditas, geralmente amarelas e com duração de apenas um dia. O fruto é uma drupa, de coloração azul quando maduro (Reitz, 1985; Simão & Scatena, 2001).

Vários estudos apontam a ornitofilia como a síndrome de polinização de muitas espécies do gênero *Heliconia*, sendo os beija-flores os principais agentes polinizadores (Kress, 1985; Stiles, 1975; Percival, 1965). Sick (1997), comenta que a coevolução entre beija-flores e o gênero é evidente para algumas espécies.

H. velloziana é muito apreciada como planta ornamental pelo colorido de sua inflorescência e pela atratividade de suas flores aos beija-flores, sendo utilizada em jardins ou na forma de arranjos e bouquets. Nos últimos anos, o número de espécies de Heliconia com uso comercial tem aumentado principalmente para bouquets pela coloração e durabilidade das brácteas florais (Castro, 1995 apud Simão & Scatena, 2003).

Dessa forma o estudo do sistema reprodutivo de *H. velloziana* é um importante avanço para gerar informações que fundamentem estratégias de conservação de populações naturais e de cultivo da espécie.

O presente trabalho teve por objetivo caracterizar o sistemas reprodutivo adotado por *H. velloziana* em especial a ocorrência de autopolinização e polinização cruzada.

2. Métodos

O trabalho foi conduzido em uma área particular, localizada na Vargem do Bom Jesus, ao norte da Ilha de Santa Catarina, Município de Florianópolis, SC, entre os meses de dezembro de 2002 e fevereiro de 2003.

O local de estudo é uma área de encosta, com relevo inclinado situado a 120 metros ao nível do mar, inserido em ecossistema de Floresta Ombrófila Densa, com aproximadamente 4ha predominando o estágio médio de regeneração natural. *H. velloziana* se distribui na área formando vários agrupamentos ao longo de um curso d'água, que tem em média 2m de largura.

A partir de observações prévias *in loco*, foi possível determinar o horário e padrão de abertura das flores e da deiscência das anteras, que orientaram sobre o momento em que os experimentos deveriam ser realizados.

Os experimentos foram realizados em 05 dias não consecutivos, durante o mês de dezembro/2002. Os tratamentos foram instalados antes da deiscência das anteras, que ocorre entre 7 e 8 horas da manhã, e consistiram em: controle, no qual 30 flores foram apenas marcadas; autopolinização espontânea, no qual as flores foram marcadas e em seguida ensacadas com sacos de papel; e polinização cruzada, onde 30 flores emasculadas foram manualmente polinizadas com pólen provenientes de outros indivíduos, marcadas e ensacadas (Kearns & Inouye, 1993).

Para a marcação das brácteas cujas flores fazem parte do experimento, foram utilizados arames coloridos, onde cada cor correspondia a um tratamento. Como dentro de cada bráctea existem muitas flores, houve necessidade de marcação individual das flores que foi feito através de um pequeno corte na bráctea na mesma posição e lado da flor em que se encontrava observação.

No dia seguinte à instalação do tratamento os sacos foram retirados para que fatores artificiais não interferissem no desenvolvimento normal dos frutos.

No começo do mês de fevereiro foram realizados os registro dos resultados de formação de frutos. Os resultados foram comparados pelo teste c^2. Observações complementares *in loco* foram feitas para o registro dos visitantes florais de *H. velloziana* no local de estudo de forma a auxiliar na análise dos resultados.

3. Resultados e Discussão

Dentre os tratamentos realizados para caracterizar o sistema reprodutivo de *Heliconia velloziana* a autopolinização espontânea resultou na formação de 21,74% de frutos. Na polinização cruzada do total de flores tratadas houve a formação de 17,86% de frutos. No tratamento controle, 15% do total das flores avaliadas formaram frutos. Os resultados dos tratamentos não diferem estatisticamente entre si, segundo teste c^2 (a^3 0,05; GL = 2).

Estes resultados da formação de frutos estão de acordo com os resultados de outras espécies do gênero *Heliconia*. Ramirez & Seres (1994) em estudo realizado com *H. acuminata* e *H. revoluta*, espécies da Amazônia Central, obtiveram percentuais similares na produção de frutos para tratamentos de autopolinização e polinização cruzada, sendo que em *H. acuminata* as diferenças não foram significativos entre os tratamentos. Bruna & Kress (2002), estudando o efeito da fragmentação sobre a estrutura demográfica de *H. acuminata* obtiveram resultados com percentuais semelhantes àqueles apresentados no presente trabalho, 29% para áreas fragmentadas e 23% para áreas florestais preservadas. Simão & Scatena (2003) em experimentos com propagação de *H. velloziana* comentam a dificuldade de obtenção de sementes pela baixa formação de frutos da espécie em ambientes naturais. Esses resultados sugerem que o gênero *Heliconia* possui uma baixa formação de frutos de uma forma geral.

O fato de não terem sido encontradas diferenças significativas entre os diferentes tratamentos, pode sugerir que os indivíduos do agrupamento estudado apresentam pouca variabilidade genética. Em estudo desenvolvido por Stiles (1976) com *Heliconia* spp., o autor considera que grande parte dos indivíduos de um mesmo agrupamento são derivados provavelmente de propagação vegetativa e, portanto são geneticamente um único indivíduo. Dessa forma a proporção de autopolinização e polinização cruzada aumenta de acordo com o comportamento do polinizador (beija-flor). Quando uma espécie auto-compatível é polinizada por beija-flor territorialista a taxa de autopolinização é maior, consequentemente maior produção de frutos. Quando a espécie é auto-incompátivel o beija-flor territorialista diminui a taxa de polinização cruzada e consequentemente diminui a formação de frutos (Stiles, 1976).

Dentre os visitantes florais, merece destaque pela frequência de visitas e comportamento compatível para polinização, o beija-flor *Thalurania glaucopis.* Em estudo realizado em uma população natural de *H. velloziana* também ocorrente na Ilha de Santa Catarina, mesma área geográfica do presente estudo, mostrou que o beija-flor *Thalurania* sp., uma espécie territorialista, foi o visitante mais freqüente e com comportamento adequado à efetiva polinização (Mattos *et. al.*, 1999). Vale ressaltar, entretanto que Snow e Teixeira (1982, apud Sick, 1997) acham provável a co-evolução entre *Heliconia velloziana* e *Phaethornis eurynome*, uma espécie de beija-flor não territorialista, ambos endêmicos da Mata Atlântica.

Heliconia velloziana possui características que estão de acordo com um polinizador de hábito não-territorialista, conforme descrito por Stiles (1976), como o padrão de abertura de flor por bráctea (1 flor/dia) e a curvatura da corola.

Dessa forma os resultados sugerem que a população em estudo tem pouca variabilidade genética entre seus indivíduos, e que *H. velloziana* pode apresentar autocompatibilidade. Entretanto estudos em outras populações de *H. velloziana* devem ser conduzidos para verificar se resultados semelhantes aos obtidos neste estudo constituem no padrão da espécie.

4. Conclusões

Pode-se concluir então que a população de *H. velloziana* em estudo tem baixa formação de frutos os quais podem se desenvolver a partir de autopolinização e também a partir de polinização cruzada entre indivíduos de um mesmo agrupamento. A espécie

apresenta um relativo grau de autocompatibilidade.

5. Referências Bibliográficas

BAWA, K.S.; KRUGMAN, S.L. Reproductive biology and genetics of tropical trees in relation to conservation and management. In: Gomez-Pompa, A.; Whitmore, T.C.; Hadley, M. Rain Forest Regeneration and Management. 1991, v. 6. p. 119-135. (Man and the Biosphere Series).

BRUNA, E. M.; KRESS, J. W. Habitat fragmentation and the demografic structure of an amazonian understory herbs (*Heliconia acuminata*). Conservation Biology, v. 16, n. 5, p. 1256-1266. 2002.

KAGEYAMA, P. Y. Conservação *in situ* de recursos genéticos de plantas. IPEF, Piracicaba, v. 35, p. 7-37. 1987.

KEARNS, C. A; INOUYE, D. V. Techniques for pollination biologists. Colorado: University press of Colorado, 1993. 583 p.

KRESS, W.J. Bat pollination of an Old World *Heliconia*. Biotrópica, v. 17, n. 4, p. 302-308. 1985.

MATTOS, J.Z.; AULER, N.M.F.; ORTH, A. Estudo Comportamental dos Visitantes Florais de *Heliconia velloziana (*Heliconiaceae). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE BOTÂNICA, 50, 1999, Blumenau. Anais. 364 p. p. 204.

PERCIVAL, M.S. Floral Biology. Pergamon Press, 1965. 243 p.

RAMIREZ, N.; SERES, A . Plant reproductive biology of herbaceous monocots in a Venezuelan tropical cloud forest. Plant Systematics and evolution, v. 190, p. 129-142. 1994.

REITZ, R. Heliconiaceae. In: Flora Ilustrada Catarinense. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues. 1985.

RICHARDS, A.J. Plant Breeding Systems. London: George Allen & Unwin Publishers, 1986. 529p.

SICK, H. Ornitologia Brasileira. 2. ed. Rio de Janeiro : Editora Nova Fronteira, 1997.

SIMÃO, D.G.; SCATENA, V.L. Morphology and anatomy in *Heliconia angusta* Vell. And *H. velloziana* L. Emygd. (Zingiberales: Heliconiaceae) from the Atlantic forest of southeastern Brazil. Revista Brasileira de Botânica, v. 24, n. 4, p. 415-424. 2001.

SIMÃO, D.G.; SCATENA, V.L. Morphological aspects of the propagation *Heliconia velloziana* L. Emygd. (Zingiberales: Heliconiaceae). Brazilian Archives of Biology and Technology, v. 46, n. 1, p. 65-72. 2003.

STILES, F.G. Ecology, flowering phenology, and humingbird pollination of some Costa Rica *Heliconia* species. Ecology, v. 56, p 285-301. 1975.

Fauna associada à dispersão de sementes de *cecropia glaziovii* snethl. (cecropiaceae).

Eloisa Neves Mendonça[a], Marcelo Menezes Caffer[b], Maurício Sedrez dos Reis[c]
[a]Mestranda em Biologia Vegetal NPFT/CCB/UFSC, [b]Mestrando em Recursos Genéticos Vegetais NPFT/CCA/UFSC mcaffer@ig.com.br,
[c]Prof. Adjunto Depto. Fitotecnia NPFT/CCA/UFSC

1. Introdução

A Mata Atlântica está restrita a aproximadamente 98.000 Km^2 de remanescentes, ou 7,6% de sua extensão original, e os últimos remanescentes de floresta ainda encontram-se sob intensa pressão antrópica e risco de extinção. A premência na conservação do bioma Mata Atlântica, requer atividades que viabilizem a efetiva valorização, proteção e recuperação de seus ecossistemas.

Do ponto de vista ecológico, a maioria dos remanescentes florestais do bioma Mata Atlântica encontram-se nos estágios pioneiros e secundários de regeneração, onde em diferentes graus de abundância, distribuição e densidade há ocorrência de *Cecropia glaziovii*. Dentro do ecossistema florestal o gênero *Cecropia* pertence ao grupo ecológico das espécies pioneiras (Budowski, 1969; Brokaw, 1987; Kageyama & Gandara, 2000) e geralmente indicada para recuperação e restauração de ambientes florestais alterados (Kageyama, 2001), tendo sua ocorrência predominantemente em clareiras e bordas. *C. glaziovii* Snethl. é uma planta com uso na medicina popular, apresenta propriedades fitoquímicas comprovadas (Ferreira, 2002) e elevado potencial para ser explorada em populações naturais.

O manejo de populações naturais de espécies florestais tem elevado potencial em contribuir com a geração de renda para os diversos atores da zona rural, os quais terão mais uma motivação para o uso e conservação dos remanescentes florestais, ao invés de fazer outros usos da terra como a agricultura ou a pecuária. Contudo, o manejo de populações naturais de uma espécie só é sustentável no tempo, na medida em que a retirada de um número de indivíduos (ou partes destes), a cada ciclo de exploração, puder ser reposta pelo próprio dinamismo da espécie (Reis *et al*., 2002), requerendo para isso estudos da autoecologia da espécie.

Bawa & Krugman (1991), consideram os conhecimentos de biologia reprodutiva e estrutura genética de uma espécie essenciais para o desenvolvimento de um manejo florestal responsável. Os dados gerados pelo estudo da ecologia reprodutiva fornecem informações sobre a interação da espécie com elementos da fauna, que permitem avaliar como e qual é a importância da espécie na sustentação da fauna, e quando se dá a disponibilidade de recursos para visitantes florais, polinizadores, frugívoros e dispersores (Mantovani & Morellato, 2000). A interação entre animais e plantas é essencial para a diversidade genética dentro das populações das espécies arbóreas tropicais, pois promove o fluxo gênico através da polinização e dispersão de sementes (Kageyama, 2001). Dessa forma o presente estudo tem como objetivos registrar elementos da fauna que atuam como dispersores de *Cecropia glaziovii*, avaliar o potencial de fluxo gênico através da dispersão de sementes entre populações de *C. glaziovii*, e gerar informações para fundamentar estratégias de uso e conservação de populações naturais da espécie.

2. Metodologia

Observações de campo foram realizadas em duas populações naturais de *C. glaziovii* localizadas em duas encostas distantes cerca de dez quilômetros com cobertura de Floresta Ombrófila Densa em estágio secundário de regeneração, situadas na Ilha de Santa Catarina, município de Florianópolis (SC). Os registros da fauna associada à frutificação de *C. glaziovii* foram realizados durante 88 horas de observações entre períodos diurnos e noturnos, nos meses de março a junho de 2003. As observações noturnas foram feitas em cinco plantas, com auxílio de lanterna com filtro vermelho. As observações diurnas realizadas com auxílio de binóculo compreenderam diversas plantas situadas em distâncias que variaram entre um a quatrocentos metros do observador. A arquitetura da copa e a posição emergente no estrato florestal de *C. glaziovii* favoreceram a visualização e identificação dos animais à longa distância. Em três plantas as observações diurnas e noturnas foram feitas junto à copa das árvores, em andaimes de oito a dez metros de altura.

Foram registradas as freqüências dos eventos de alimentação para cada animal observado e para cada planta visitada. De forma complementar, foram registrados vestígios de animais contendo sementes de *C. glaziovii*, quando encontrados ao longo de trilhas nas áreas em estudo.

3. Resultados e Discussão

Durante as 88 horas de observações foram feitos 133 registros de visitantes alimentando-se de frutos de *C. glaziovii*, dos quais 96 registros ocorreram durante 50 horas de observações diurnas, e 37 durante 38 horas de observações noturnas.

Dentre as espécies registradas alimentando-se de frutos de *Cecropia glaziovii* durante o período diurno, em relação ao total de horas observadas, se destacam pela freqüência os seguintes animais: macaco-prego (*Cebus apella*) 27,3%, tucano (*Ramphastos spp.*) 23,5% e aracuã (*Ortalis guttata)* 12,1%; com menor freqüência foram registrados a gralha-azul (*Cyanocorax caeruleus*) 8,33%, picapau-de-cabeça-amarela (*Celeus flavescens*) 0,8% e quati (*Nasua nasua)* 0,8%. Durante o período noturno foi registrado com maior freqüência o morcego *(Artibeus sp.*) 24,2% e com menor freqüência o gambá (*Didelphis aurita*) 3,0%. Todos esses animais foram observados realizando eventos de alimentação na copa da planta.

Além do registro da fauna avistada foi possível identificar outros agentes dispersores através de fezes cujo conteúdo predomi-

nante era sementes de *C. glaziovii*, foram localizados quatro excrementos de mamíferos de médio porte, e dois de mamíferos de pequeno porte. Um deles identificado através dos pêlos presentes nas fezes como sendo de graxaim (*Cerdocion thous*), cuja composição era predominantemente sementes de *C. glaziovii*. Neste caso, foram estimadas 13.600 sementes presentes, indicando o grande potencial de dispersão da espécie.

Tanto os animais avistados alimentando-se dos frutos como aqueles identificados através de fezes podem ser considerados dispersores efetivos de *C. glaziovii*, e representam o potencial de fluxo gênico intra e entre populações através da dispersão de sementes. O comportamento diferenciado de cada espécie sugere um processo de dispersão bem distribuído que cobre áreas próximas e distantes. Fleming & Williams (1990) relatam que macacos, morcegos e aves apresentam diferentes tempos de digestão e, conseqüentemente a distância efetiva de dispersão de sementes depende do animal que se alimenta. Desta forma, provavelmente aves e morcegos depositam as sementes mais próximas das plantas-mãe quando comparado com macacos. Hamrick & Loveless (1986 apud Kageyama, 2001) detectaram que quanto maior à distância percorrida pelo vetor de dispersão de sementes menor a divergência genética entre as populações.

Quanto à freqüência dos visitantes ao longo do período estudado, os resultados mostram maior freqüência nos meses de abril e maio onde foram registrados em média um visitante a cada 45 minutos de observação, coincidindo com os meses de maior oferta de frutos. Nos meses de março e junho a freqüência observada foi em média um visitante a cada 1 hora e 38 minutos de observação.

Os resultados desse estudo demonstram que *C. glaziovii* em formações secundárias, onde ocorre com maior freqüência, representa um importante recurso alimentar para vários componentes da fauna, principalmente mamíferos de pequeno e médio porte e aves de médio porte. Esses animais por sua vez, constituem agentes dispersores de *C. glaziovii*, bem como de várias espécies da comunidade florestal. Estudos realizados por Pedroni & Galetti (1995) em um fragmento de floresta semidecídua, constataram que o macaco-prego (*Cebus apella*) é dispersor de pelo menos 15 espécies de florestais, enquanto que os morcegos frugívoros, são dispersores de pelo menos 25 espécies florestais (Faria, 1997). Já os tucanos (*Ramphastos spp*.) na região do Sudeste do Brasil têm em sua dieta alimentar de frutos de 21 espécies florestais (Galetti, *et al*. 2000).

Dessa forma *C. glaziovii* pode ser considerada uma espécie estratégica em ambientes florestais em regeneração. A freqüência de visitas durante os meses de abril e maio principalmente, reflete a importância da espécie na oferta de alimentos para a fauna e, portanto indispensável na composição de corredores de fauna e restauração de ambientes florestais.

O amplo espectro de agentes dispersores apresentados por *C. glaziovii*, que distribuem suas sementes sobre grandes extensões territoriais, aumentam as chances da espécie se estabelecer quando há formação de uma nova clareira, já que se trata de espécie pioneira cuja semente apresenta dormência fotoblástica positiva (Valio & Scarpa, 2001). Portanto, os elementos da fauna são fundamentais para formar novas populações, manter a dinâmica populacional, bem como para promover o fluxo gênico entre populações de *C. glaziovii*.

O conhecimento das relações entre os dispersores e a *C. glaziovii* sugerem um alto grau de interdependência entre fauna e a espécie. Tal aspecto reforça a importância do conhecimento de autoecologia como fundamento para definição de estratégias de conservação de remanescentes florestais, através do manejo de populações naturais. O entendimento deste aspecto contribui para o estabelecimento de estratégias de manejo, orientando sobre implicações de intensidade e de período de exploração, devido sua importância na oferta de alimentos à fauna.

4. Conclusões

Durante o ano de estudo, nas populações estudadas o período com a maior intensidade de visita e dos eventos de alimentação foram os meses de abril e maio.

As espécies aracuã (*Ortalis guttata)*, macaco-prego (*Cebus apella)*, tucano (*Ramphastos spp.)* apresentaram a maior freqüência de eventos de alimentação no período diurno. O morcego (*Artibeus sp*.) apresentou a maior freqüência de eventos de alimentação no período noturno.

A diversidade de comportamentos entre as espécies da fauna observada em eventos de alimentação, pode promover a dispersão de sementes de *C. glaziovii* de forma bem distribuída sobre extensas áreas, permitindo a ocorrência de fluxo gênico intra e entre populações distantes entre si.

A diversidade de dispersores de *C. glaziovii* e a intensidade das visitas evidência sua importância para a alimentação da fauna dentro das comunidades florestais em estudo.

5. Bibliografia

BAWA, K.S. & KRUGMAN, S.L. Reproductive biology and genetics of tropical trees in relation to conservation and management. In: Gomez-Pompa, A.; Whitmore, T.C. & Hadley, M. Rain Forest Regeneration and Management. Man and the Biosphere Series. Vol. 6. 1991. p. 119-135.

BROKAW, N.V.L. Gap-phase Regeneration of Three Pioneer Tree Species in a Tropical Forest. Journal of Ecology. Vol 75. 1987. p. 9-19.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of sucessional processes. Turrialba. Vol 15. Nr. 1. 1965. p 40-42.

FARIA, Débora Maria. Os morcegos de Santa Genebra. In: Morellato, P.C. & Leitão Filho, H.F. Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana – Reserva de Santa Genebra. Editora da Unicamp. Campinas. SP. 1995. p. 100-106.

FERREIRA, Sérgio Henrique. Medicamentos a partir de plantas medicinais no Brasil. Disponível em http://www.abc.org.br/~sferreira. Acessado em 15 de setembro de 2002.

FLEMING, T.H. & WILLIAMS, C.F. Phenology, seed dispersal, and recruitment in *Cecropia peltata* (Moraceae) in Costa Rican tropical dry forest. Journal of Tropical Ecology. Nr. 6. 1990. p 163-178.

GALETTI, M; LAPS, R.; PIZO, M.A. Frugivory by Toucans (Ramphastidae) at two altitudes in the Atlantic Forest of Brazil. Biotrópica. Vol 32. Nr. 4b. 2000. p. 842 – 850.

KAGEYAMA, P.Y. & GANDARA, F.B. Revegetação de Áreas Ciliares. Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H.F. (editores). Matas Ciliares: Estado Atual do Conhecimento. São Paulo. SP. Editora da Universidade de São Paulo. 2000. p. 1-40.

KAGEYAMA, P.Y. Restauração da Mata Ciliar. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Estado do Rio de Janeiro. Projeto Planágua Semadz/GTZ. Caderno 13. 2001. 104p.

MANTOVANI, A. & MORELLATO, L.P.C. Fenologia da floração, frutificação, mudança foliar e aspectos da biologia floral do Palmiteiro. REIS, M.S. & REIS, A. (editores) *Euterpe edulis* Martius (Palmiteiro) Biologia, Conservação e Manejo. Herbário Barbosa Rodrigues. Itajaí. SC. 2000.

PEDRONI, F. & GALETTI, M. Os macacos-prego e seus hábitos. In: Morellato, P.C. & Leitão Filho, H.F. Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana – Reserva de Santa Genebra. Editora da Unicamp. Campinas. SP. 1995. p. 97-99.

REIS.M.S.; MARIOT,A.; CONTE, R. & GUERRA, M.P. Aspectos do Manejo de Recursos da Mata Atlântica no Contexto Ecológico, Fundiário e Legal. SIMÕES, L.L. & LINO, C.F. (organizadores). Sustentável Mata Atlântica – a exploração de seu recursos florestais. Ed. SENAC. São Paulo. SP. 2002. p 159-171.

VALIO, I.F.M. & SCARPA, F.M. Germination of seeds of tropical pioneer species under controlled and natural conditions. Revista Brasileira de Botânica. Vol. 24. No. 1. 2001. p. 79-84.

Estrutura da vegetação em hábitats fragmentados – Um estudo dos remanescentes florestais de Mata Atlântica de baixada na região de Imbaú, Silva Jardim-RJ.

Fabrício Alvim Carvalho[1,3], Marcelo Trindade Nascimento[1], João Marcelo A. Braga[1,2]. ([1]Lab. de Ciências Ambientais, Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense; [2]Jardim Botânico do Rio de Janeiro; [3]fabricioalvim@hotmail.com).

1. Introdução

A Mata Atlântica é considerada um dos biomas mais ameaçados do planeta, abrigando inúmeros endemismos da fauna e flora, sendo o habitat natural de várias espécies ameaçadas de extinção. Estudos fitossociológicos têm verificado que diversos fragmentos florestais de Mata Atlântica ainda apresentam altos níveis de diversidade arbórea, mesmo aqueles com áreas bem reduzidas e com algum histórico de perturbação (Pagano, 1989). Entretanto, a ocorrência destes fragmentos por si só não garante a conservação do ecossistema original, visto que a fragmentação florestal provoca várias mudanças físicas e biológicas, resultados da perda do hábitat e insularização (Laurance, 1998). Intrínseco ao processo de fragmentação, a criação abrupta de bordas expõe o habitat florestal às condições adversas de ambientes abertos (matrizes), acarretando em mudanças severas nas condições microclimáticas locais, aumento na mortalidade arbórea e promovendo o estabelecimento de espécies vegetais oportunistas como lianas e árvores pioneiras (Putz, 1984; Murcia, 1995, Laurance *et al*, 1998). Estes fatores resultam numa progressiva erosão da diversidade biológica. Apesar de sua importância, ainda são poucos os estudos a respeito dos efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades vegetais em Mata atlântica.

Este trabalho tem como objetivo avaliar a estrutura e composição florística do estrato arbóreo de remanescentes de Mata Atlântica de baixada no município de Silva Jardim-RJ, que variam consideravelmente em tamanho (19 a 155 ha) e encontram-se fragmentados há mais de 30 anos.

2. Métodos

Área de estudo – Na região de Imbaú (município de Silva Jardim, Região de baixadas litorâneas do RJ) foram selecionados cinco fragmentos de Mata Atlântica de baixada que variam em área de 9 a 155 ha, dois considerados pequenos - "Afetiva" (AFT-19 ha), "Estreito" (EST-20 ha), e três intermediários - "Imbaú" (IMB-130 ha), "Andorinhas" (AND-145 ha) e "Sítio do Professor" (SPR-155 ha). Estas matas situam-se próximas (de 1 a 9 km) umas das outras, encontram-se fragmentadas desde as décadas de 50-70, apresentam diferentes formatos e tem como principais matrizes pastos e pequenas culturas agrícolas. Todas as matas estão em áreas de fazendas particulares, portanto ainda suscetíveis à pressões antrópicas, como queimadas, caça, extração de palmito, entre outras. Ao longo de cada fragmento foram alocadas quatro transecções de 100 m x 5 m no sentido borda-interior, cada uma distando pelo menos 100m da outra, correspondendo a uma área amostrada de 0,2 ha em cada fragmento, e área total amostrada de um hectare.

Estrutura - Todas as árvores vivas (inclusas palmeiras e lianas arbóreas) e mortas em pé acima de 5 cm de diâmetro (DAP ³ 5 cm) foram amostradas e medidas quanto ao DAP e altura total. Coletas de material botânico fértil e/ou vegetativo foram realizadas para auxiliar na identificação botânica. Este material está depositado nos herbários da UENF (em fase de implantação) e no do Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ), sendo que parte encontra-se em fase de identificação por especialistas.

Florística e fitossociologia - Os dados fitossociológicos para famílias e espécies foram calculados utilizando-se o programa FITOPAC (Dep. de Botânica, UNICAMP), a saber: número de indivíduos (Ni), densidade relativa (DR), dominância relativa (DoR), freqüência relativa (FR) e índice de valor de cobertura (IVC). O índice de Shannon (H') foi utilizado para o cálculo da diversidade de espécies (Brower & Zar, 1977). As espécies mais importantes encontradas nos fragmentos foram classificadas de acordo com suas características sucessionais em: pioneiras (PI), secundárias iniciais (SI) e secundárias tardias (ST), com base em consultas bibliográficas (Lorenzi, 1992; Mantovani, 1993; Neves, 1999) e observações de campo dos autores.

3. Resultados e discussão

Estrutura - Ao todo foram amostrados 1590 indivíduos vivos, divididos em 125 espécies e 41 famílias, e 219 mortos. Os fragmentos apresentaram uma altura média do dossel variando em torno de 9 m (8,9±5,2 m), com pouquíssimas emergentes atingindo acima de 20 m, e um DAP médio de 13 cm (12,9±9,8 cm). Estes valores encontram-se próximos aos obtidos para outros fragmentos considerados perturbados nesta região (Borém & Oliveira-Filho, 2002; Neves, 2001; Carvalho, 2001). O número de indivíduos entre os fragmentos (amostrados em 0,2 ha) variou consideravelmente de 211 (EST-21 ha) a 427 (AND-145 ha), muito provavelmente em função dos processos de regeneração e de fatores associados ao relevo (declividade, presença de rochas, alagamento, etc...) de cada mata.

Uma análise da distribuição diamétrica indicou uma curva do tipo J-reverso onde pelo menos 50% das árvores amostradas possuíam DAP entre 5-10 cm. Os fragmentos AFT (19 ha) e AND (145 ha) apresentaram muitas (> 60%) árvores com DAP entre 5-10 cm e pouquíssimas (< 15%) árvores com DAP ³ 15 cm. Estes fragmentos também apresentaram as maiores porcentagens de lianas arbóreas (6,0% e 9,5% respectivamente), fato provavelmente relacionado à maior disponibilidade de luz no sub-bosque devido a ausência de árvores de grande porte (DAP ³ 25 cm). Nos outros fragmentos (exceto em SPR-155 ha, com apenas 2% de lianas), a população de lianas arbóreas, provavelmente de espécies pioneiras, parece ser excessiva em sua maior parte, como encontrado por Carvalho *et al* (2000) para outros fragmentos na região. As lianas são parte importante do ecossistema em florestas tropicais, servindo como fonte de alimento para a fauna na época seca (Putz & Windson, 1987). Entretanto, elas podem causar danos a árvores, competindo por luz, provocando excesso de peso sobre a copa e prejudicando o crescimento de arvoretas (Putz, 1984). Nos fragmentos estudados isto pode ser entendido como sinal de degradação do habitat, já que as lianas se beneficiam muito de perturbações naturais ou antrópicas, representadas aqui pelo próprio processo de fragmentação.

Foram encontradas porcentagens altas (variando de 8,5% a 15,0%) de árvores mortas em pé, principalmente no menor fragmento (AFT-19 ha, 15,1%). Alguns autores (Lovejoy *et al*, 1986; Tabanez *et al*, 1997; Silva & Nascimento, 2001) trabalhando em fragmentos isolados de diferentes regiões do Brasil também encontraram alta mortalidade arbórea associado ao processo de fragmentação florestal, devido principalmente ao efeito de borda, que provoca mudanças microclimáticas no solo e aumenta a exposição das árvores à ventos e excessiva luminosidade. A distância atingida pelo efeito de borda varia em função do parâmetro considerado. Laurance (1991) encontrou 150 m de efeito de borda sobre a estrutura do dossel e 500 m sobre a composição florística na Austrália; já Lovejoy *et al* (1986) afirmaram que fragmentos de até 10 ha são totalmente afetados pelo efeito de borda. Todos fragmentos estudados apresentaram elevados valores de mortalidade, um indicativo de que em fragmentos isolados a muito tempo o aumento da mortalidade não ocorre só imediatamente após o isolamento, mas persiste por muito tempo (Tabanez *et al*, 1997).

O maior fragmento (SPR-155 ha) destacou-se nos parâmetros estruturais, apresentando os maiores valores de AB/ha (48,0 m^2), altura (10,4±6,0 m) e diâmetro (15,5±14,2 cm), e menores porcentagens de árvores mortas (8,5%) e lianas arbóreas (2,0%), aparecendo como o mais preservado; ao contrário, no menor fragmento (EST-19 ha) foram encontrados os valores mais baixos de AB/ha (24,9 m^2), altura (8,0±4,5 m) e diâmetro (10,9±7,4 cm), aparecendo como o mais perturbado. De fato, o fragmento SPR parece ser o que se encontra em melhor estado de conservação (Fabrício A. Carvalho, *observação de campo*), não existindo relatos sobre extra-

ção de madeira e caça nas últimas décadas, sendo uma área muito bem protegida pelo proprietário. Mas quando comparados os parâmetros estruturais entre os três fragmentos médios (130, 145 e 155 ha), observamos fortes diferenças, sendo que um destes (AND–145 ha; AB/ha = 32,0 m^2; DAPmédio = 11,8±7,1 m; Alt. = 8,4±4,2 m; mortas = 12,9%; lianas = 9,5%) aparenta estar num estado de conservação tão ruim quanto um fragmento pequeno (EST-21 ha; AB/ha = 26,0 m^2; DAPmédio = 13,8±10,7 m; Alt. = 8,6±5,5 m; mortas = 13,2%; lianas = 4,5%). Estes resultados mostram que o estado de conservação destes fragmentos está relacionado não somente ao seu tamanho, mas principalmente ao histórico de perturbação e forma de uso da terra da área.

Florística e fitossociologia – *As 10 famílias com maior número de indivíduos foram Meliaceae (242), Sapindaceae (147), Moraceae (112), Lauraceae (85) Annonaceae (80), Siparunaceae (72), Rubiaceae (69), Nyctagenaceae (60), Lacistemaceae (56) e Tiliaceae (47). Algumas destas famílias destacaram-se devido a alta densidade de uma única espécie. Num contexto geral as espécies mais importantes foram* Guarea guidonea *(Meliaceae),* Cupania oblongifolia *(Sapindaceae),* Siparuna guianense *(Siparunaceae),* Luehea grandiflora *(Tiliaceae),* Xylopia sericeae *(Annonaceae),* Lacistema pubescens *(Lacistemaceae) e* Guappira nítida *(Nyctagenaceae), existindo diferenças em suas abundâncias entre os fragmentos. Notoriamente,* G. guidonea *e* C. oblongifolia *foram as espécies mais importantes em todos os cinco fragmentos estudados, ocorrendo quase sempre em altas densidades.*

Numa análise geral, das 40 espécies mais notórias nos fragmentos, 59,7% foram secundárias iniciais (*Si*), 22,5% pioneiras (*Pi*) e 17,8% secundárias tardias (*St*). As *Si* perfizeram 78,2% do total de indivíduos, as *Pi* 13,2% e as *St* apenas 8,6%. Dentre as 10 espécies de maior IVC, que atingiram juntas 53,5% do IVC total, 72,4% foram *Si*, 14,2% *Pi* e 13,4% *St*. Os fragmentos STP (155 ha) e IMB (130 ha) apresentaram as maiores densidades de espécies secundárias tardias, principalmente *Plathyeria foliolosa* ("vinhático") e *Euterpe edulis* ("palmito-doce"). Já o menor fragmento (AFT-19 ha) apresentou o maior número de pioneiras, e o menor número de secundárias tardias. Estes resultados mostram a grande dominância das espécies secundárias iniciais e pioneiras, que são características de matas perturbadas, e em florestas tropicais maduras tendem a ter baixas densidades (raras) (Hubbell & Foster, 1986).

4. Conclusões

Os resultados deste trabalho mostram que grande parte dos fragmentos analisados, principalmente os de menores tamanhos, encontram-se em mal estado de conservação, apresentando diversas características estruturais e florísticas próprias de matas secundárias. Estes fatores não estão relacionados apenas ao tamanho, mas principalmente ao histórico de perturbação destes fragmentos. Estes resultados refletem a situação lamentável em que se encontra a maior parte dos remanescentes de Mata Atlântica de Baixada do RJ. Como estratégia de conservação, não devemos apenas protegê-las, mas também manejá-las para a preservação de sua biodiversidade. Caso contrário corremos o risco de termos futuramente apenas capoeiras degradadas no lugar das poucas florestas de hoje.

(Agradecemos ao FNMA, AMLD e IBAMA pelo apoio logístico e financeiro. Á CAPES pela bolsa de mestrado de Fabrício A. Carvalho. Ao técnico Heuzenil S. Cordeiro pelo enorme apoio nos trabalhos de campo).

5. Referências

Brower, J.E., Zar, J.H. 1977. *Field & Laboratory Methods for general Ecology*. Dubuque, Wm. C. Brown Publishers.

Carvalho, F. A., Braga, J. M. A., Rodrigues, P. P., Nascimento, M. T. 2000. Distribuição e densidade de lianas em áreas de borda e interior em dois fragmentos de Mata Atlântica de baixada periodicamente alagada na Rebio Poço das Antas, RJ. In *Anais do 6º Simpósio e Congresso Internacional sobre Florestas - FOREST*, Porto Seguro, BA, p.101-102.

Carvalho, F. A. 2001. Estrutura e composição florística da borda e do interior de dois fragmentos de Mata Atlântica de baixada alagada na Rebio Poço das Antas, RJ. *Monografia de bacharelado*, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, RJ.

Hubbell, S. P., Foster, R. B. 1986. Commonness and rarity in a neotropical forest: implication for tropical tree conservation. In *Conservation Biology* (M. E. Soulé, ed.). Sinauer Press, Massachusetts, p. 205-231.

Laurance, W. F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: application of model for the design of nature reserves. *Biological Conservation* 57, 205-219.

Laurance, W. F., Ferreira, L. V., Rankin-de-Merona, J. M., Laurance, S. G., Hutchings, R. W., Lovejoy, T. E. 1998. Effects of forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79, 2032-2040.

Lorenzi, H. 1992. *Árvores brasileiras*. Editora Plantarum Ltda. Nova Odessa, SP.

Lovejoy, T. E., Bierregard Jr, R. O., Rylands, A. B., Malcolm, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H., Brown Jr, K. S. Powel, G. V. N., Schubart, H. O. R., Hay, M. B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In *Conservation Biology* (M. E. Soulé, ed.). Sinauer Press, Massachusetts, p. 257-285.

Mantovani, W. 1993. Estrutura e dinâmica da floresta Atlântica na Juréia, Iguape-SP. *Tese de livre-docência*, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10, 58-62.

Neves, G. M. S. 1999. Florística e estrutura da comunidade arbustivo-arbórea em dois remanescentes de Floresta Atlântica secundária – Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. *Tese de mestrado*, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.

Pagano, S.N. 1989. Produção de folhedo em uma mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro, SP. *Revista. Brasileira Biologia* 49, 633-639.

Putz, F. E. 1984. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology* 65, 1713-1724.

Putz, F. E., Windson, D. M. 1987. Liana phenology on Barro Colorado Island, Panama. *Biotropica* 19, 334-341.

Silva, G. C., Nascimento, M. T. 2001. Fitossociologia de um remanescente de mata sobre tabuleiros no norte do estado do Rio de Janeiro (Mata do Carvão). *Revista Brasileira de Botânica* 24, 51-62.

Tabanez, A. A. J., Viana, V. M., Dias, A. S. 1997. Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto em Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 57, 47-60.

Efeito da pressão de ataque de *Atta sexdens* na estrutura da vegetação em áreas de sucessão secundária no médio Rio Doce.

Fernanda Elízia Silva Mendes [a], Helaisa Campos Carneiro [a], Marco Aurélio Pereira Horta [a] & Maurício Lopes de Faria [a]
[a] Centro Universitário do Leste de Minas Gerais
(fernandaelizia@yahoo.com.br)

1. Introdução

O ataque por herbívoros pode alterar a heterogeneidade da vegetação, influenciando os processos do ecossistema e a biodiversidade (Adler et al 2001). Muitas vezes, o ataque pode tanto diminuir quanto aumentar a heterogeneidade de um local. Mudanças na heterogeneidade do habitat produzem modificações na diversidade, influenciando a composição da comunidade de consumidores como insetos, aves e mamíferos (Dennis et al.1998). Do ponto de vista de manejo de áreas degradadas, a pressão de herbivoria pode diminuir a velocidade de sucessão, eliminando espécies mais tardias que estão se estabelecendo na área.

A região do médio Rio Doce pertence à província florestal atlântica. Nesta região restam, aproximadamente, 7% de cobertura florestal original, dos quais menos de 1% em estágio primário

(Paula, 1997). A Mata Atlântica é uma formação vegetal de grande diversidade com um igual número de espécies endêmicas. Supõe-se que por volta da metade de todas as árvores desta região sejam endêmicas (Mori et al., 1981). No médio Rio Doce encontra-se o maior sistema lacustre brasileiro, com mais de uma centena de lagoas naturais. O Parque Estadual do Rio Doce é hoje o maior remanescente da biota nativa da região. Apesar disso, em seu entorno um grande número de atividades antrópicas. A partir do início deste século, toda região do Vale do aço atravessou um série de ciclos econômicos que deixaram marcas profundas em sua biodiversidade. Inicialmente, com como fronteira de desmatamento, grande parte da vegetação nativa foi derrubada e, em seu lugar, grandes áreas de pastagens foram implantadas. Recentemente, impulsionada pela instalação de siderurgias na região e mais tarde por indústrias de celulose, grandes áreas de cultivos de *Eucalyptus* têm, gradativamente, substituído essas pastagens. A Lagoa Silvana é, neste contexto, um dos maiores e principais corpos d'água do médio Rio Doce e tanto sua bacia de drenagem, quanto seu espelho d'água podem ser considerados de fundamental importância na manutenção das áreas de tamponamento dos remanescentes de matas nativas. Em suas margens várias iniciativas de recuperação da vegetação tem sido conduzidas. Entretanto, o sucesso destas iniciativas muitas vezes fracassam e as espécies replantadas não se estabelecem nos locais.

Este trabalho testamos a hipótese que a pressão de ataque da formiga cortadeira, *Atta sexdens*, determina o padrão de sucessão vegetal em uma área degradada de mata atlântica no médio Rio Doce.

1. Métodos

Local de Estudo

O trabalho foi realizado em uma área às margens da Lagoa Silvana, Município de Caratinga, Minas Gerais (UTM Este = 769.779,79 e Norte = 7.842.983,72). A área é de propriedade da Usiminas S.A. Até a década de sessenta a vegetação nativa da área havia sido substituída por pastagens e a partir de 1970 a Usiminas iniciou, no local, um programa de revegetação do local. Atualmente, duas fisionomias bastante distintas: áreas que eram ocupadas por pastagens e que foram reflorestadas no final da década de setenta e um pequeno fragmento de mata nativa (3 ha). Nas áreas reflorestadas ocorreu um intenso processo de invasão por gramíneas exóticas, mantendo o local nos primeiros estágios de sucessão.

Amostragem

Na área de trabalho, foram demarcados três (9) transectos de amostragem com 50 metros de extensão para aplicação do método dos pontos quadrantes (Mueller-Dombois & Ellemberg 1974). A distribuição dos transectos na área foi realizada de forma a se obter uma amostra representativa de todas as fisionomias presentes na área. Em cada transecto, a cada dez metros de distância, um ponto foi marcado para a determinação dos quadrantes de amostragem, em um total de seis (6) por transecto (Mueller-Dombois & Ellemberg 1974). Em cada quadrante a distância do indivíduo mais próximo, com circunferência superior à 15 cm ao vértice foi anotada. Medidas de altura, circunferência a altura do peito foram tomadas e amostras foram coletadas e prensadas para posterior identificação em laboratório.

Foram selecionados três pontos de amostragem distribuídos pela área de estudo. Em cada ponto um "grid" de amostragem foi montado com 9 armadilhas do tipo "pit-fall", dispostas em grupos de três. Cada armadilha possuía 13 cm de diâmetro com 6 cm de profundidade. O interior das armadilhas foi preenchido até a sua metade com uma solução conservadora de formol 10% e gotas de detergente para quebra da tensão superficial da água. Em cada "grid" as armadilhas estavam distantes umas das outras por no máximo 1 metro. Estas armadilhas se baseiam na chance de um inseto de solo cair dentro do recipiente ao passar próximo dele. As armadilhas permaneceram no campo por uma semana onde, ao final desta, todos os organismos presentes no seu interior, foram retirados e transferidos para recipientes individuais contendo solução de álcool 70%. Todos os organismos coletados foram levados ao Laboratório de Ecologia do UnilesteMG e identificados até a menor unidade taxonômica possível, ficando depositados na coleção do Laboratório de Estudos em Invertebrados do UnilesteMG.

Os dados foram analisados através de testes de comparação de média, e correlações (Zar 1996)

2. Resultados e Discussão

Foram amostradas 40 morfo–espécies de insetos nas três áreas de coleta. Como era esperado, as formigas foram o taxa mais freqüente, tanto em termos de riqueza quanto de abundância. Nas amostras das armadilhas de solo, *Atta sexdens* (Saúva limão) foi a espécie dominante, tanto em temos numéricos, como de biomassa. Esta espécie, correspondeu a um mínimo de 90 % até um máximo de 95 % de todos os indivíduos amostrados. O grupo das formigas do gênero *Camponotus* também foi bastante freqüente, estando presente em todas as áreas de amostragem.

Um total de 146 árvores com mais de 15 cm de CAP foram amostradas na área. Um total de 70 morfo-espécies foram registradas. A família melhor representada foi Fabaceae com 14 espécies ou morfoespécies identificadas. Lauraceae e Myrtaceae foram as outras família mais bem representadas.

De uma forma geral, as espécies encontradas nas margens da Lagoa Silvana são tipicamente amostradas em levantamentos fitossociológicos para a Mata Atlântica. A biodiversidade vegetal das formações de mata atlântica em Minas Gerais é pouco conhecida. Poucos estudos publicados sobre a vegetação da bacia do Rio Doce existem, podendo ser destacado apenas os trabalhos de caracterização fisionômica da vegetação do Parque Estadual do Rio Doce (PERD) (Andrade et al., 1997), uma revisão das Leguminosas da Estação Biológica de Caratinga (Mendonça Filho, 1996) e um levantamento florístico das espécies de fanerógamas registradas para o Parque Estadual do Rio Doce e Estação Biológica de Caratinga (Lombardi & Gonçalves, 2000).

Nas áreas degradadas apresentaram pequena riqueza de especíes. *Xilopia sp, Anadenanthera colubrina, Hymenaea courbaril, Byrsonima sp. e Trichilia sp 1* foram as espécies que dominaram as amostras nestes locais. *Anadenanthera* (angico) e *Hymenaea* (jatobá) estão presentes por terem sido intensamente utilizadas para o reflorestamento da área. As demais espécies se destacam por serem espécies muito ativas na recolonização de áreas abertas. De fato, *Xilopia sp*. forma "stands" bastante densos nas áreas que foram atacadas por formigas. As áreas de Mata nativa por outro lado, apresentam uma diversidade comparada a de outras áreas protegidas da região do médio Rio Doce, onde um grande número de espécies de leguminosas, Mirtáceas e Lauráceas, entre outras, ocorrem.

A riqueza de espécies de plantas foi positivamente correlacionada com a abundância de *Atta sexdens* (Sperman = 0.78, N=9, $p < 0,05$). As amostras de vegetação realizadas em áreas de remanescentes nativos apresentaram os maiores valores de riqueza de plantas. Nestes locais as amostras da fauna foram também mais diversificadas. Por outro lado, as áreas onde *Atta sexdens* dominam as amostras dos "pit-falls", foram as que apresentaram os menores valores os menores valores de riqueza de plantas.

Da mesma forma, a distância média das árvores, em relação ao centro do quadrante, apresenta um padrão que indica que o ataque por formigas aumenta o grau de espaçamento entre os indivíduos (Kruskal =49.7, gl=8, $p<0.005$). A conseqüência mais obvia deste fato é que a diminuição da conectividade aumenta, a incidência de luz no chão da mata. Uma maior incidência luminosa facilita, então, o estabelecimento de espécies dependentes de luz e calor para a germinação de sementes e crescimento dos indivíduos. Estabelecidas, por sua vez, estas espécies limitam o processo de estabelecimento e crescimento de espécies sucessionais mais tardias, acarretando na diminuição da velocidade de sucessão na área.

As formigas cortadeiras são insetos sociais que apresentam castas reprodutoras e não reprodutoras, vivendo em colônias permanentes. São insetos mastigadores e se desenvolvem por holometabolia (Borror & De Long 1988). Constituem-se em um dos mais importantes grupos de insetos daninhos às culturas, pois

atacam intensamente e constantemente as plantas em qualquer estádio de desenvolvimento, cortando suas folhas, que são carregadas para o interior dos ninhos localizados no interior do solo, onde cultivam fungos simbiontes. Isso torna difícil o seu controle e exige combates intensos. As formigas cortadeiras pertencem à ordem Hymenoptera, família Formicidae e subfamília Myrmicinae. Os gêneros de maior importância são *Atta* (saúvas) e *Acromyrmex* (quenquéns) (Campos Farinha et al. 1995).

Todas as áreas recuperadas amostradas mostraram populações densas de *Atta sexdens*. Estas formigas deslocam as outras espécies da área e uma exercem forte pressão de herbivoria sobre a vegetação. De fato, nas áreas mais abertas, a maioria das árvores presente foram atacadas e mortas por esta espécie. Esta espécie pode produzir ninhos que atingem, em pouco mais de dois anos, 2 a 5 milhões de indivíduos. Uma colônia deste porte pode movimentar até 40 toneladas de solo, com graves conseqüências para a conservação deste (Hölldobler & Wilson 1990).

4. Conclusão

Desta forma, é razoável concluir que, nas áreas reflorestadas, a pressão de herbívoria atua como um fator chave na determinação do processo de sucessão da vegetação. As parcelas de mata nativa, apresentaram uma maior diversidade de plantas que provavelmente diminuiu o grau de previsibilidade do recurso disponível para *Atta sexdens* nestes locais. Dessa forma, as populações da formiga não atingem densidades de infestação. Nos locais reflorestados, por outro lado, a baixa diversidade da vegetação possibilitou um grande aumento nas densidades de *Atta sexdens*, que após se estabelecerem passaram a determinar o processo de sucessão nesta áreas.

5. Referências Bibliográficas

Adler P.B., Raff · D.A.& · Lauenroth W.K. 2001. The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. Oecologia 128:465–479.

Andrade, P. M. et al. 1997. The vegetation of Rio Doce state park. In: Limnological studies on the Rio Doce Valley Lakes. J. G. Tundisi & Y. Saijo (Eds). Brazilian Academy of Sciences. University of São Paulo School of Engineering at São Carlos.

Borror, D. J.; De Long, D. M. 1988. Introdução ao estudo dos insetos. São Paulo: Edgard Blucher Ltda. 5.ed., 653p.

Campos-Farinha, A.E.C.; Justi, J.; Bergmann, E.C.; Zorzenon, F.J.; Rodrigues Netto, S.M. Formigas Urbanas. Bol. Técn. Inst. Biol., São Paulo, n. 1, p. 5 - 21, 1995.

Dennis P, Young MR, Gordon IJ (1998) Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed, indigenous grasslands. Ecological Entomolology 3:253–264

Hölldobler, B.; Wilson, E.O. The ants. Harvard University Press, 1990, 732 p.

Lombardi, J.A. & Gonçalves, M. 2000. Composição florística de dois remanescentes de Mata Atlântica do sudeste de Minas Gerais, Brasil. Rev.Brasil.Bot., 23 : 255-282.

Mendonça Filho, C. V. 1996. Braúna, Angico, Jacarandá e outras Leguminosas de Mata Atlântica: Estação Biológica de Caratinga. Belo Horizonte: Fundação Botânica Margaret Mee/ Fundação Biodiversitas/ AP.EBC/ IEF/ FZB-BH/ SB-MG.

Mori, S. A. et al. 1981. Brazilian coastal forest tree species. Brittonia 33: 233-245.

Mueller-Dombois, D. & Ellemberg, H. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. New York, Willey and Sons.

Paula, J. A. (Coord.). 1997. Biodiversidade, população e economia: uma região de mata atlântica. Belo Horizonte, UFMG/ Cedeplar, ECMVS, PADCT/ CIAMB.

Zar. J. H. 1996 Biostatistical analysis. New Jersey, USA. Prentice Hall Ed. 640p.

(Apoio: Usiminas SA Fundação Geraldo Perlingeiro de Abreu, Programa de Iniciação Científica – PIC/UnilesteMG)

Mudanças estruturais ao longo de um gradiente sucessional de Floresta de Restinga no Paraná

Fernando Matsuno Ramos[ab], Marina Tadei[b], Cecília G. Simões[b], Flávia Baduy[b], Silvana Schwarzbach[b], Victor Ziweir[b], Marília Borgo[c], Carina Kozera[d], Márcia C. M. Marques[e]

[a] fernando@ideiaambiental.org.br IDÉIA Ambiental – Instituto de Pesquisa e Conservação da Natureza; [b] Acadêmicos do Curso de Ciências Biológicas – UFPR;[c] Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS); [d] Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA); [e]Depto. de Botânica - UFPR

1. Introdução

As Florestas de Restinga são caracterizadas por estarem associadas a depósitos terciários, recobertos por areias de origem quaternária e por recobrir, na maior parte da costa sul-sudeste brasileira, a faixa que se estende do oceano até as primeiras elevações da Serra do Mar (Fernandes 1998). Apesar de sua representatividade na paisagem litorânea, esta florestas encontram-se atualmente extremamente reduzidas devido principalmente às explorações imobiliária e agrícola.

Quando uma fitocenose passa por uma forte intervenção antrópica e é posteriormente abandonada, tem início um processo natural de restauração ao estado original onde espécies menos exigentes (pioneiras) tendem a ser substituídas por outras (secundárias) que necessitam de um ambiente mais estruturado (Odum 1988). Durante esta sucessão secundária uma série de alterações estruturais ocorrem na comunidade e entender estas mudanças é de fundamental importância para planos que visem a conservação e manejo da vegetação.

O presente estudo foi desenvolvido em uma área de Floresta de Restinga localizada na Floresta Estadual do Palmito, em Paranaguá, PR, e teve como objetivos investigar as alterações florísticas e estruturais da floresta ao longo de um gradiente sucessional (florestas com 21, 34 e 59 anos).

2. Material e Métodos

A área de estudo situa-se nas coordenadas geográficas 25°35´S e 48°32´W, em Paranaguá, PR, distando 82 km de Curitiba. O clima da região é o Af de Köppen, com clima tropical superúmido, sem estação seca, isento de geadas, com temperatura média anual de 21°C e a precipitação anual variando entre 2000 e 3000 mm (Iapar 1978).

O estudo foi desenvolvido na unidade de conservação e manejo sustentável denominada Floresta Estadual do Palmito, a qual tem aproximadamente 300 ha e está totalmente inserida na planície litorânea do Estado do Paraná. Nesta área foram definidas três locais de estudo, onde historicamente a vegetação foi cortada e/ou queimada para plantio de banana, abacaxi e mandioca. Estas intervenções datam de 21, 34 e 59 anos atrás e são aqui denominadas, respectivamente, de áreas com florestas em estádio inicial, intermediário e avançado da sucessão.

Para o levantamento fitossociológico foram alocadas 10 parcelas de 10x10m em cada uma das áreas (inicial, intermediária e avançada, totalizando 0,3 ha), sobre um mesmo tipo de solo (espodossolo). Foram incluídos na amostragem todos os indivíduos que apresentavam perímetro à altura do peito (PAP) = 15cm, sendo anotados em campo a circunferência, altura e a espécie. Os indivíduos que não foram determinados em campo foram coletados e herborizados para serem comparados com material de herbário. Os dados foram tratados pelo *software* FITOPAC (Shepherd 1988), que calcula os parâmetros fitossociológicos postulados por Müller-Dombois & Ellemberg (1974). Utilizou-se o índice de similaridade de Sørensen (Odum, 1988), para se verificar a similaridade florística entre os diferentes estádios sucessionais.

3. Resultados e Discussão

Na análise florística nas três áreas foram totalizadas 47 espécies, representando 24 famílias botânicas. A família com o maior número de espécies foi Myrtaceae (5 espécies). A área inicial apre-

sentou 11, a intermediária 25 e a avançada 38 espécies. A composição florística alterou-se durante o processo sucessional, sendo que há espécies que permaneceram em todas as fases sucessionais, as que foram suprimidas e outras que foram incorporadas à floresta. *Andira fraxinifolia*, *Calophyllum brasiliense*, *Gomidesia fenzliana*, *Ilex theezans*, *Myrsine venosa*, *Ocotea pulchella* e *Psidium cattleianum*, foram comuns às três amostragens, enquanto *Guapira opposita* e *Ternstroemia brasiliensis*, ficaram restritas aos estádios sucessionais inicial e intermediário, podendo indicar que essas espécies são substituídas quando a formação tende ao clímax florestal. A área avançada apresentou 20 espécies exclusivas desse estádio, provavelmente indicando uma condição mais favorável ao estabelecimento destas espécies secundárias. A maior similaridade florística foi verificada entre as áreas intermediária e avançada (57%), seguida por inicial e intermediária (50%) e inicial e avançada (28,6%).

Nos parâmetros estruturais a área inicial apresentou 198 indivíduos, apresentando uma densidade total de 1980 ind. ha^{-1} e área basal de 2260 m^2. ha^{-1}. *Ilex theezans* alcançou os maiores valores de importância (VI=174,5), freqüência relativa (FR=23,81), densidade relativa (DR=78,28) e dominância relativa (DoR=72,41). *Ternstroemia brasiliensis* atingiu o segundo maior valor de importância (18,88), porém com valores inferiores em relação a *Ilex theezans*, mostrando que nesse estádio sucessional existe uma espécie tipicamente predominante.

No estádio sucessional intermediário foram amostrados 271 indivíduos, totalizando uma densidade total de 2710 ind. ha^{-1} e área basal de 3072 m^2. ha^{-1}. *Ilex theezans* novamente atingiu os maiores VI (102,56), FR (11,49), DR (37,27) e DoR (53,80), sendo portanto a espécie dominante. *Gomidesia fenzliana* e *Myrsine venosa* atingiram altos valores de importância (28,92 e 19,40, respectivamente).

Na área avançada foram amostrados 151 indivíduos, resultando em uma densidade total de 1510 ind. ha^{-1} e uma área basal de 2996 m^2. ha^{-1}. Nesse estádio sucessional, *Ocotea pulchella* atingiu o maior VI (28,14) e DoR (15,86), *Myrcia racemosa* alcançou o segundo maior VI (20,07) e os maiores valores de FR (6,60) e DR (9,93). *Tapirira guianensis* e *Euterpe edullis* também se destacaram nesse local (VI=18,69 e 18,14, respectivamente), sendo que a última somente foi amostrada nesta área de sucessão avançada.

Houve um aumento progressivo no índice de diversidade a partir da área inicial até a avançada (H'=0,95, 2,16 e 3,29) o que foi acompanhado pela equabilidade (J=0,39, 0,67 e 0,90). Isto demonstra que, à medida em que a sucessão avança a comunidade tende a ficar mais diversa e os indivíduos melhor distribuídos entre as espécies, diminuindo a assimetria competitiva das espécies dominantes.

Os diâmetro, altura e volume médios (± desvio padrão) dos indivíduos também aumentaram durante a sucessão. O diâmetro médio na área em estádio inicial foi 9,22cm (± 7,79), no estádio intermediário 10,43cm (± 5,97) e no avançado 13,63cm (± 3,93). A altura média dos indivíduos na área inicial foi 5,16m (± 0,91), na intermediária 8,46m (± 3,01) e na avançada 9,67m (± 3,93). O volume médio no estádio inicial foi 0,056m^3 (± 0,257), no estádio intermediário 0,116m^3 (± 0,238) e no avançado 0,255m^3 (± 0,420). Estas variações mostram que durante a recuperação a floresta aumenta em biomassa e altura total, sugerindo um aumento na complexidade estrutural.

As distribuições de indivíduos em classes de diâmetro e altura mostraram uma predominância de indivíduos nas classes inferiores, nos três estádios sucessionais. No entanto, falhas foram detectadas em algumas classes, indicando a possível interferência nas áreas após o início do processo de regeneração.

4. Conclusões

O estudo florístico e estrutural em três áreas de Floresta de Restinga, nos estádios inicial, intermediário e avançado da sucessão mostraram que:

· houve um aumento nas riqueza, diversidade, equabilidade e tamanho (diâmetro, altura e volume) médio durante o processo de sucessão representado pelas três áreas, indicando um aumento na complexidade estrutural;

· *Guapira opposita* e *Ternstroemia brasiliensis* foram espécies restritas aos estádios inicial e intermediário, podendo indicar o caráter pioneiro das mesmas. Por outro lado *Tapirira guianensis*, *Myrcia racemosa* e *Euterpe edulis* somente ocorreram nos estádios mais avançados, demonstrando que as mesmas são mais exigentes em relação às condições ambientais;

· *Ocotea pulchella*, *Ilex theezans*, entre outras espécies que ocorreram nos três estádios, mostraram maior versatilidade em relação às condições ambientais, sugerindo a importância das mesmas para o processo de recuperação das Florestas de Restinga.

5. Referências Bibliográficas

Fernandes, A. (1998). Fitogeografia Brasileira. 2ªEd.Multigraf. Fortaleza. 341p.

Iapar (1978). Cartas climáticas básicas do estado do Paraná. Fundação Instituto Agronômico do Paraná. Londrina.

Mueller-Dombois, E. & Ellenberg, H. (1974). Aims and methods of vegetation ecology. New York. Jonh Wiley & Sons. 547p.

Odum, E.P. (1988). Ecologia. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro. 434p.

Shepherd, G.J. (1988). Fitopac 1. Versão Preliminar. Unicamp.

Didelphis albiventris (Mammalia, Marsupialia): comensal de ambientes urbanos e sobrevivente da fragmentação da Mata Atlântica em Pernambuco.

Filipe Martins Aléssio, Elainne Christine Souza Gomes*, Silvia Regina de Albuquerque Santos* & Antonio Rossano Mendes Pontes[b]*

** Universidade Federal de Pernambuco, Mestrado em Biologia Animal (filipalessio@yahoo.com.br)*

[b] Universidade Federal de Pernambuco, Laboratório de Estudo e Conservação da Natureza, Departamento de Zoologia, Centro de Ciências Biológicas.

1. Introdução

A fragmentação de habitats é a maior causa da destruição da biodiversidade e perda de espaço em florestas tropicais (Cullen et al, 2000; Morellato et al, 2000). No estado de Pernambuco, por exemplo, 48% dos fragmentos são menores que 10 ha enquanto que apenas 7% são maiores que 100 ha (Ranta et al, 1998), geralmente localizados em matrizes de cana-de-açúcar e ameaçados pelo desenvolvimento urbano e rural.

Ambientes naturais e seminaturais em cidades tendem a ser altamente fragmentados com um pequeno grau de conectividade entre os remanescentes (Baker et al, 2003). O processo de urbanização freqüentemente resulta em uma extensiva modificação do ambiente natural e confronta os organismos com uma gama de novas condições (Dickman and Doncaster, 1987). Entretanto, apesar de se condenar todo desenvolvimento urbano como prejudicial à vida selvagem, a questão ainda é pouco compreendida, pois, nem todas as espécies são incapazes de aclimar-se aos ambientes urbanos (Millsap and Bear, 2000).

As espécies do gênero *Didelphis* (Mammalia, Marsupialia) são consideradas por Fonseca e Robinson (1990) os animais mais versáteis e generalistas entre os pequenos mamíferos neotropicais. Sobreviventes do processo de fragmentação no estado de Pernambuco, indivíduos da espécie *Didelphis albiventris* ainda podem ser encontrados nos remanescentes de mata e principalmente como comensais de ambientes urbanos. Esse trabalho teve como objetivo estimar a abundância relativa de *Didelphis albiventris* em um ambiente urbano do município de Recife.

2. Métodos

O estudo foi conduzido no campus da Universidade Federal de Pernambuco que possui 149 hectares de área total. O campus está situado na região noroeste da cidade de Recife (8°03'S, 34°54'W) em uma área da cidade bastante urbanizada. A UFPE caracteriza-se por possuir prédios esparsos e áreas abertas cultivadas predominantemente por gramíneas, árvores ornamentais e poucas árvores frutíferas como a mangueira (*Mangifera indica*

Anacardiaceae) e o jambeiro (*Eugenia malaccensis* Myrtaceae). A região possui uma estação úmida de Março a Setembro e uma estação seca de Outubro a Fevereiro, temperatura média mensal de 23ºC, e pluviosidade aproximada de 2460mm (Mendes Pontes e Monteiro da Cruz, 1995).

Para a captura dos animais foram usadas nove armadilhas modelo Tomahawk iscadas com abacaxi e pasta de amendoim, distantes 25 m entre si em *grids* de 50 x 50 m. As armadilhas eram armadas às 17:00h e recolhidas às 8:00h do dia seguinte. Os animais capturados foram marcados, pesados, sexados e determinados os parâmetros biométricos.

As capturas foram realizadas entre os meses de Maio e Junho de 2003, totalizando 8 noites de captura e acumulando 72 esforços de captura em um mês. A abundância relativa foi obtida somando a quantidade de indivíduos capturados e dividindo tal número pela quantidade de noites de captura.

3. Resultados e Discussão

Foram capturados 19 animais sendo sete machos e doze fêmeas (três delas com filhotes no marsúpio) representando abundância de 2,3±1,4 animais/noite. Não houve recaptura. Os parâmetros biométricos para adultos (n=15) e jovens (n=3) foram respectivamente: peso (g): 818±214,5/320±118,2; tamanho da cabeça (cm): 9,1±1,3/6,7±0,92; corpo (cm): 21,3±2,4/14,3±2,3; cauda (cm): 32,7±2,8/22,6±5,8; pata traseira (cm): 3,8±0,47/2,8±0,76; mandíbula (cm): 3,8±0,49/2,5±0,5.

A abundância relativa de *Didelphis albiventris* no campus da UFPE em um único mês, foi considerada extremamente alta se comparada à quantidade de animais capturados nos trabalhos de Fonseca et al (1982) no Distrito Federal (n=16), de Monteiro-Filho e Abe (1999) em Campinas, São Paulo (n=27), e Cáceres (2000) em Curitiba, Paraná (n=37), todos realizados em um ano. Acredita-se que a abundância de *Didelphis albiventris* variará quanto ao nível de urbanização, estando marcadamente presente em bairros mais populares caracterizados pela presença de favelas e muitas árvores frutíferas sazonais de alta produtividade como mangueiras, jambeiros, goiabeiras (*Psidium guayaba* Myrtaceae) e jaqueiras (*Artocarpus heterophyllus* Moraceae), e menos numerosos em bairros onde o concreto domine a paisagem.

Os pesos e medidas encontrados em *Didelphis albiventris* diferem muito dos valores encontrados por Cáceres e Monteiro-Filho (1999) em animais capturados em fragmentos de mata em Curitiba, Paraná, apresentando tamanhos e pesos maiores. Muitos fatores influenciam as taxas de gastos energéticos em mamíferos, porém, o mais importante deles é o tamanho corporal (MacNab, 1980). Por isso, é provável que a diferença encontrada entre indivíduos da mesma espécie encontrados em regiões distintas seja explicada pelo clima encontrado nas duas cidades. Em Curitiba observam-se temperaturas baixas fazendo com que os gambás apresentem mais reservas energéticas. Parâmetros mais próximos dos encontrados em Recife foram observados em Catzeflis et al (1997) estudando a biometria de *Didelphis albiventris* na Guiana Francesa, que possui clima tropical semelhante ao encontrado em Recife.

Rodriguez e Barqué (1992) afirmam que *Didelphis marsupialis* é o único mamífero silvestre não voador adaptado aos ambientes urbanos da Venezuela sendo animais onívoros oportunistas que utilizam uma ampla variedade de alimentos.Parece-nos que o mesmo pode estar ocorrendo para *Didelphis albiventris* na região metropolitana de Recife tendo em vista a grande abundância relativa dessa espécie na UFPE como mostram os resultados.

Dickman e Doncaster (1987) sugerem que os pequenos mamíferos encontrados na cidade de Oxford, Inglaterra, não percebem diretamente o ambiente urbano. Entretanto, eles podem responder indiretamente se a urbanização modifica o desenvolvimento ou a estrutura da vegetação. Como regra geral, espécies urbanas selvagens não precisam de grandes espaços para sobreviver (Cecil, 2002). No caso do gambá de orelha branca, a ausência de vegetação não é um fator limitante no ambiente estudado, pois é provável que sua abundância também esteja relacionada com a presença de lixo que provê recursos alimentares adicionais.

Em ambientes urbanos, o impacto de predadores na comunidade de pequenos mamíferos é pequeno ou nulo (Dickman and Doncaster, 1987). Para o gambá, a ação de predadores na cidade é ainda menor por causa de seu hábito noturno. Entulhos de construções, esgotos e lixo, além da vegetação remanescente, são usados como abrigos por pequenos mamíferos na maioria de sítios urbanos, aumentando consideravelmente a disponibilidade de micro-habitats. Tal comportamento, observado em *Didelphis albiventris* (Aléssio, 2001), pode facilitar o aumento no tamanho da população por prover proteção contra predadores e clima (Dickman and Doncaster, 1987).

A hipótese "tolerância de nicho" desenvolvida por Swihart at al (2003) prediz que espécies com a habilidade de usar diferentes tipos de habitats e alimentos devem ser menos afetadas adversamente pela fragmentação do ambiente natural do que espécies mais restritas. Uma das mais óbvias características de *Didelphis albiventris* é a ausência de especificidade de habitat sendo capturado em vários tipos de ambientes (Fonseca et al, 1982) sendo, portanto, possível supor que o gambá de orelhas brancas não teve dificuldade de se adaptar às novas condições impostas pela urbanização.

4. Conclusões

Fonseca e Robinson (1990) afirmam que *Didelphis marsupialis* domina, em biomassa, pequenos e médios fragmentos enquanto que em grandes fragmentos a biomassa relativa de outras espécies de pequenos mamíferos tende a aumentar. Os autores sugerem que o *Didelphis marsupialis*, claramente um generalista, afeta negativamente a capacidade de perpetuação de outras espécies em florestas onde eles são coexistentes. Em ambientes urbanos, onde o processo de fragmentação é extremo, causando a extinção de grandes predadores, o *D. albiventris* dominou completamente o ambiente e seus recursos podendo ser considerado um dos grandes sobreviventes da fragmentação da Mata Atlântica em Pernambuco.

Cáceres (2000) relata que o gambá de orelha branca revelou um grande potencial para colonizar o meio urbano que ainda possua fragmentos de floresta, com um grande número de jovens compensando a morte de adultos atropelados em estradas e mortos por cães. Em Recife, nos parece razoável afirmar que o gambá não dependa mais de fragmentos de floresta para sobreviver já que se transformou em um verdadeiro comensal humano.

5. Referências Bibliográficas

Aléssio, F.M. (2001). *Estudo rádio-telemétrico da área de uso de Didelphis albiventris em ambiente urbano*. Monografia de Bacharelado em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, 31 p.

Baker, P.J.; Ansell, R.J.; Dodds, P.A.A.; Webber, C.E.; Harris, S. (2003). Factors affecting the distribution of small mammals in urban area. *Mammal Review* 33: 95-100.

Cáceres, N.C. (2000). Population ecology and reproduction and reproduction of the white-eared opossum *Didelphis albiventris* (Mammalia, Marsupialia) in an urban environment of Brazil. *Ciência e Cultura* 52: 171-174.

Cáceres, N.C.; Monteiro-Filho, E.L.A. (1999). Tamanho corporal em populações naturais de *Didelphis* (Mammalia: Marsupialia) do Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 59: 461-469.

Catzeflis, F.; Richard-Hansen, C.; Fournier-Chambrillon, C.; Lavergne, A.; Vié, J. (1997). Biométrie, reproduction et sympatrie chez *Didelphis marsupialis* et *Didelphis albiventris* en Guyane française (Didelphidae: Marsupialia). *Mammalia* 61: 231-243.

Cecil, K. (2002). Urban wildlife: challenges and opportunities. *LGIEN Fact Sheet* 014, Illinois.

Cullen, L., Bodmer, R.E., Padua, C.V. (2000). Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forest, Brazil. *Biological Conservation* 95, 49-56.

Dickman, C.R.; Doncaster, C.P. (1987). The ecology of small mammals in urban habitats. I. Populations in a patchy environment. *Journal of Animal Ecology* 56(2): 629-640.

Fonseca, G.A.B.; Redford, K.H.; Pereira, L.A. (1982). Notes on

Didelphis albiventris (Lund, 1841) of Central Brazil. *Ciência e Cultura* 34: 1359-1362.
Fonseca, G.A.B.; Robinson, J.G. (1990). Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53: 265-294.
MacNab, B.K. (1980). Food habits, energetics, and the population biology of mammals. *The American Naturalist* 116: 106-124.
Mendes Pontes, A.R.; Monteiro da Cruz, M.A.O. (1995). Home range, intergroup transfers and reproductive status of common marmosets *Callithrix jacchus* in a forest fragment in Northeastern Brazil. *Primates*, 36:335-347.
Millsap, A.; Bear, C. (2000). Density and reproduction of burrowing owls along an urban development gradient. *J. Wild. Manage* 64(1): 33-41.
Monteiro-Filho, E.L.A.; Abe, A.S. (1999). Catchability of the white-eared opossum, Didelphis albiventris, in a disturbed area of southeastern Brazil. *Arq. ciên. vet.. zool. UNIPAR* 2: 31-35.
Morellato, L.P.C.; Talora, D.C.; Takahasi, A.; Bencke, C.C.; Romera, E.C.; Zipparro, V.B. (2000). Phenology of Atlantic rain forest trees: a comaprative study. *Biotropica* 32: 811-823.
Ranta, P.; Blom, T.; Niemela, J.; Joensuu, E.; Siitonen, M. (1998). The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 7: 385-403.
Rodríguez, G.A.C.; Barqué, R.A.N. (1992). Comparacion de la dieta del rabipelado (*Didelphis marsupialis*) en ambientes naturales y urbanos en Venezuela. *Acta Científica Venezolana* 43: 159-163.
Swihart, R.K.; Gehring, T.M.; Kolozsvary, M.B.; Nupp, T.E. (2003). Responses of 'resistants' vertebrates to habitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Diversity and Distributions* 9: 1-18.

Utilização das Técnicas de Geoprocessamento para Identificação de Áreas de Ocorrência de Mata Ribeirinha, como parte da Mata Atlântica na Microbacia do Rio do Peixe – MG.

Flávio Aglio do Carmo [a]; Raquel Fernandes Rezende[b]; Bárbara da Silva Santiago[b];
Martinelli da Rocha Balthazar[b]; Cássia de Castro Martins Ferreira[c]
[a] Graduação Geografia Universidade Federal de Juiz de Fora (flaviogeografia@yahoo.com.br)
[b] Graduação Geografia Universidade Federal de Juiz de Fora;
[c] Prof. Dr. Geografia Universidade Federal de Juiz de Fora (or.)

1. Justificativa/Caracterização do problema

No período colonial, quando a Capitania das Minas Gerais vivia o esplendor do ciclo do ouro e das pedras preciosas, a região leste e oeste do Vale do Rio Paraibuna era denominado "das matas", pois era considerada uma área proibida ao desbravamento e povoamento. Por não terem encontrado ouro , nem pedras preciosas na região, esta só passou a interessar a população quando as minas gerias já se encontravam em decadência. Quase três séculos mais tarde, a exuberante mata começa a dar lugar a lavoura do café.

A partir daí, toda região, vem sendo submetida a maus usos e manejos na área rural e urbana, principalmente no que tange à preservação de matas em locais de maior declividade, nas nascentes e regiões ribeirinhas; a retirada destas matas freqüentemente são acompanhados de uma significativa redução da capacidade produtiva dos ambientes, devido à uma diminuição significativa da água disponível para as famílias residentes e para irrigação da própria lavoura, o mau uso do solo agregado a um contínuo processo de desmatamento freqüentemente proporciona um rápido assoreamento de grande parte dos leitos fluviais, colocando em risco a malha hidrográfica.

A vegetação marginal aos corpos de água tem recebido, nos últimos anos, atenção especial de diversos pesquisadores devido à importância que apresentam especialmente para os corpos de água. A denominação dessa vegetação apresenta-se bastante rica, em função mais provavelmente, da ampla distribuição e dos diferentes ambientes em que ocorre me todo território nacional. Dentre as denominações mais freqüentes para as formações arbóreas, estão, mata ciliar, floresta de galeria, mata aluvial ou ripária. Deve-se lembrar, entretanto, que essa vegetação não está representada apenas pela formação florestal, mas, também, dentre outras, pelas formações abertas que compõem as várzeas, sendo que as denominações que envolvem mata ou floresta fazem referência apenas à formações florestais que acompanham o leito dos cursos de água (DAVIDE et al. (1993); CARVALHO (1982) e OLIVEIRA FILHO et al. (1995).

Dentre as inúmeras citações relacionadas à importância das matas ciliares estão: manutenção do equilíbrio do ecossistema aquático, diversidade florística, estrutura genética de suas populações. Além de enfatizarmos que a vegetação natural desempenha papel fundamental para o equilíbrio dos ecossistemas, uma vez que abastecem os lençóis freáticos, contribuem para minimização dos efeitos erosivos sobre o solo, refugiam animais silvestres, além de serem importantes fontes de energia para a população. Logo, a sua retirada deve ter critérios e ser bem controlada nos mais variados ambientes (GUTBERLET, 1996).

Toda esta situação tende a resultar em uma baixa produtividade nas propriedades rurais, gerando gradativo empobrecimento do homem do campo, que pode culminar com o abandono das atividades rurais e a busca de melhores condições de vida nas áreas urbanas.

Demonstrou-se dessa forma, a necessidade de investir na preservação do meio ambiente e na tentativa de recuperação e manutenção dos recursos naturais. O diagnóstico, o prognóstico e o planejamento das atividades dentro de uma propriedade rural e em áreas urbanas deveriam ser bem dimensionados e esclarecidos a fim de oportunizar a execução de ações que visem a melhoria das condições ambientais de seu meio, transformando-o em um recurso que pode ser utilizado, mas que também deve ser conservado.

Esta proposta de pesquisa buscou o desenvolvimento de uma metodologia baseada na utilização das técnicas de geoprocessamento que visou identificar as áreas que deveriam conter matas ou vegetação adequada, em função da declividade do terreno e da sua rede hidrográfica. Demonstrando que o espaço agrícola ou mesmo urbano pode ser manejado e ocupado obedecendo padrões de planejamento, que levam a uma melhoria nas condições do meio e conseqüentemente, uma melhoria na qualidade de vida de cada cidadão.

Dessa maneira objetivo principal do trabalho foi a aplicação das técnicas de geoprocessamento para o mapeamento de áreas propícias a florestamento e/ou reflorestamento na Microbacia do Rio do Peixe – MG.

Tendo-se em vista a importância que as áreas ripárias representam sob diversos aspectos, como os acima discutidos e elevado grau de perturbação, que chega à destruição total da área natural, principalmente para instalação de pastagens, expansão de áreas urbanas e construção de usinas hidrelétricas, muita atenção deve ser dada hoje à sua preservação, pois os desafios desse novo milênio nos remetem principalmente a questões relacionadas à água e à biodiversidade.

2. Metodologia e Estratégias de Ação

Foi estabelecido como área de estudo uma microbacia, pois esta, constitui a manifestação bem definida de um sistema natural aberto e pode ser vista como a unidade ecossistêmica da paisagem, em termos de integração dos ciclos naturais de energia, de nutrientes e, principalmente, de água. Apresentando uma condição singular e conveniente de definição espacial do ecossistema, dentro do qual é possível o estudo detalhado das interações entre uso da terra e a quantidade e qualidade da água produzida na microbacia. O monitoramento ambiental em microbacias, por intermédio da medição criteriosa de indicadores hidrológicos pertinentes, constituem em uma ferramenta importante para sinalizar as mudanças desejáveis ou indesejáveis que estejam ocorrendo no ecossistema, como conseqüência das práticas de manejo.

A metodologia proposta foi aplicada em uma área piloto, que corresponde a área da Microbacia do Rio do Peixe, de cerca de 400

Km^2, próximo à cidade de Juiz de Fora, no estado de Minas Gerais.

Este rio possui suas nascentes principais nos Municípios de Bom Jardim de Minas e Santa Rita do Jacutinga há aproximadamente 1300m. de altitude. Sendo afluente do Rio Paraibuna, ambos pertencentes à Bacia do Rio Paraíba do Sul.

Devido à sua potencialidade hídrica, seu estágio de preservação, e uma expectativa de análise e estudos mais criteriosos sobre diagnóstico desta microbacia, ela foi estabelecida como área de estudo.

O presente trabalho objetivou estabelecer as áreas propícias à reflorestamento ou florestamento na Microbacia do Rio do Peixe. Para alcançar este objetivo principal, trabalhamos com geotecnologias, como sensoriamento remoto e os sistemas de informações geográficas.

Como não tínhamos disponível para a área Bacia um banco de dados e informações já no formato digital, foi necessário primeiramente à digitalização georreferenciada dos dados e informações que utilizamos para atingirmos os objetivos propostos.

A partir das informações obtidas nas cartas topográficas do IBGE, na escala de 1:50.000 e no levantamento de imagem de satélite, já disponibilizada pelo INPE para estudos, foram retiradas basicamente três informações: rede de drenagem, declividade, e cobertura vegetal.

Desta forma, destas informações, constituíram-se os seguintes Planos de Informações, que serviram para o cruzamento e análise dos dados obtidos: altimetria; declividade; rede de drenagem, limites da Microbacia hidrográfica; determinação do tipo de cobertura vegetal.

1- Altimetria e declividade: o mapa de declividade, foi a princípio quantificado em cinco classes de declividade, sendo estas: classe 1, declividade 0-5%; classe 2, declividade 5-12%; classe 3, declividade 12-30%, classe 4, declividade 30-47% e; classe 5, declividade < 47%.

2- Rede de Drenagem: o mapa da rede de drenagem da microbacia. Distinguindo a hierarquia entre os diferentes fluxos de água.

3- Limites da Microbacia: o mapa de limites da Microbacia do Rio do Peixe.

4- Determinação do Tipo de Cobertura Vegetal: o mapa de cobertura vegetal resultou de uma imagem Landsat-5, no qual foram utilizados as 3,4 e 5 do sensor Thematic Mapper, que foram extraídos via os Sistemas de Informações Geográficas, que neste trabalho foi utilizado o IDRISI for Windows 3,2, para geração do mapa de classificação digital da cobertura florestal. Esta imagem data de 2000 e foi disponibilizada para fins de estudo pelo INPE. Permitindo, desta forma, que tenhamos informações mais atualizadas quanto à cobertura vegetal, do que as informações que poderíamos obter das cartas topográficas do IBGE, datadas de 1982.

Assim sendo, estes componentes, trabalhados como conjuntos ou camadas de informações disponibilizaram uma análise bastante detalhada neste espaço específico proporcionando, em decorrência, um ajuste desta metodologia para sua utilização em futuros trabalhos relacionados.

Em um primeiro momento, foi realizado o cruzamento dos planos de informações vinculados aos aspectos físicos anteriormente mencionados. O resultado desta combinação inicial apontou as áreas no interior da microbacia, que já tinham cobertura vegetal e as que deveriam possuir.

As áreas que devem conter u ma cobertura vegetal, são aquelas que podemos denomina-las como áreas propícias a reflorestamento ou florestamento, e que já se enquadram no Código Florestal, na Lei nº 4771 (1965), artigo 2º, no qual considera área de preservação permanente as florestas e demais formas de vegetação natural situadas ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água desde seu nível mais alto em faixa marginal cuja largura mínima seja: 30 metros para os cursos d'água de menos de 10 metros de largura; de 50 metros para os cursos d'água que tenham de 10 a 50 metros de largura; nas nascentes, ainda que intermitentes, num raio mínimo de 50 metros de largura; mas encostas ou partes destas com declividade superior a 45º, equivalente a 100% na linha de maio declive.

Finalmente, a partir da confecção de um mapa que discrimina as áreas com ou sem a existência de matas, nos locais acima selecionados, o qual sobreposto aos resultados obtidos nas fases anteriores possibilitou a extração de conflitos.

3. Resultados e Conclusões

A partir desta pesquisa, representou-se, espacialmente as matas ribeirinhas da bacia do Rio do Peixe – MG, que estão ou não presentes. A partir desta primeira delimitação, evidenciado no cartograma as áreas que devem estar ocupadas por mata ribeirinha, em função da legislação e de maiores possibilidades de preservação e da própria qualidade da água. Averiguando qual estágio de conservação das matas ribeirinhas na área em estudo.

Assim, as áreas a florestar e/ou reflorestar são significativas na microbacia do Rio do Peixe, uma vez que apresenta um percentual de cobertura florestal próximo ao mínimo estabelecido, sendo este de 25% em Microbacias. Conclui-se, portanto, que a Microbacia em estudo está precisando de uma maior incidência de matas se consideradas as variáveis (declividade e cobertura vegetal). Ressaltando também locais com problemas de desflorestamentos, especialmente ao longo da drenagem, onde há inexistência de pontos da microbacia cuja mata ribeirinha aqueles onde a declividade não é indicada para atividades agrícolas. Quanto à utilização das técnicas de sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas essas se mostraram de extrema utilidade na produção de mapas de oportunidades, do qual pode-se apontar áreas propícias a florestamentos e/ ou reflorestamentos contribuindo assim para um melhor planejamento em bacias hidrográficas.

5. Bibliografia:

Ab'SABER, A. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. São Paulo : Ateliê Editorial, 2003.

CARVALHO, M.E.C. As áreas verdes de Piracicaba. Rio Claro : UNESP, 1982. (Dissertação de Mestrado).

DAVIDE, A.C. et al. Comportamento de espécies florestais de mata ciliar em área de depleção do reservatório da usina hidrelétrica de Camargos – Itutinga, MG. In: CONGRESSO FLORESTAL PANAMERICANO, E CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 7 Curitiba, 19 a 24 de setembro de 1993. Anais ... São Paulo : SBS/SBEF, 1993. p. 412-418.

GUTBERLET, J. Cubatão: desenvolvimento exclusão social degradação ambiental. São Paulo : EDUSP/FADESP, 1996.

OLIVEIRA-FILHO, A T.; VILELE, E.A.; CARVALHO, D.A.; GAVILANES, M.L. Estudos florísticos e fitossociológicos em remanescentes de matas ciliares do alto e Médio Rio Grande. Belo Horizonte : CEMIG/UFLA/FAEPE, 1995. 27p.

TROPPMAIR, H. Estudo biogeográfico das áreas verdes de duas cidades médias do interior paulista: Piracicaba e Rio Claro. In: Geografia, 1 (1): 63-78, 1976.

Visitantes florais e polinização de *Psycothria tenuinervis* (rubiaceae): distância de bordas antrópicas e naturais

Flavio Nunes Ramos[a] & Flavio A. Maës dos Santos[b]

[a] – Doutorando Programa de Pós-Graduação em Ecologia, IB, Universidade Estadual de Campinas, SP (fnramos@hotmail.com). [b] – Departamento de Botânica, IB, Universidade Estadual de Campinas, SP.

1.Introdução

Fragmentação florestal é a substituição de grandes áreas de florestas nativas por ecossistemas economicamente rentáveis para o homem, como pastagens, plantações e granjas. Uma conseqüência da fragmentação florestal é a formação de limites abruptos, ou bordas, entre a floresta e a área desmatada. A primeira modificação causada pela criação da borda é a mudança nas condições abióticas, envolvendo mudanças nas condições ambientais resultantes da proximidade de uma matriz estruturalmente diferente. As mudanças microclimáticas na borda dos fragmentos podem estimular modificações bióticas diretas, como mudanças na composição de espécies

da borda, e pode resultar em modificações bióticas indiretas, na interação entre espécies, como na polinização (Murcia 1995). Bordas naturais (limites entre florestas e rios, riachos, lagos ou campos naturais) também podem apresentar diferenças abióticas e bióticas do interior da floresta, assim como bordas antrópicas. Essas diferenças também podem alterar características e processos importantes das plantas e dos animais. Portanto, o objetivo desse trabalho é conhecer se existem diferenças (1) na comunidade de visitantes florais, (2) na freqüência de suas visitas e (3) na produção de frutos e sementes em indivíduos de *Psychotria tenuinervis* localizados em bordas antrópicas, bordas naturais e no interior de um fragmento florestal.

Os poucos estudos realizados até agora sobre aspectos reprodutivos e polinização de plantas em fragmentos florestais relacionaram aspectos da polinização com a redução do tamanho do fragmento ou com o seu grau de isolamento. Nenhum estudo, de nosso conhecimento, examinou a variação espacial no comportamento reprodutivo e na polinização de plantas em fragmentos florestais, comparando bordas naturais com bordas antrópicas. É importante avaliar quanto as possíveis variações em polinização de plantas em fragmentos florrestais são conseqüências de ações antrópicas ou são apenas variações naturais relacionados à heterogeneidade florestal (Casenave *et al.* 1998).

2. Métodos

A família Rubiaceae apresenta ampla distribuição, principalmente nos trópicos, apresentando cerca de 400-500 gêneros. O gênero *Psychotria* é pantropical, diversificado e a maioria das espécies são arbustos heterostílicos. *Psychotria tenuinervis* Mill. Arg. é um arbusto não clonal, heterostílico, com cerca de 1 a 7 metros de altura, típico do subbosque da mata atlântica do Rio de Janeiro. Essa espécie de planta foi escolhida devido a sua ocorrência nos três ambientes de estudo e devido a florescer e frutificar a alturas relativamente baixas.

Esse estudo foi conduzido em um fragmento de 1200 ha (22° 50' S e 42° 28' O) em Saquarema, RJ. A floresta da área de estudo é rodeada por pastos e plantações, criando bordas antrópicas. Dentro da mata existe um riacho de 2 a 5 m de largura e 700 a 800 m de comprimento, criando bordas naturais com a floresta. Portanto, o estudo foi conduzido em três ambientes: (1) a borda da floresta com pastagem ou plantações (bordas antrópicas, BA – até 50 m da zona de contato matriz/borda), (2) a borda da floresta com o riacho (bordas naturais, BN – até 50 m da zona de contato matriz/riacho) e (3) o interior do fragmento (IF - 200 m de qualquer borda). Para este estudo, foram demarcadas aleatoriamente cinco áreas (repetições) de cada ambiente sendo marcados 10 indivíduos de *P. tenuinervis* em cada uma dessas áreas.

A visita a flores de *P.tenuinervis* foi acompanhada durante 10 dias claros em julho e cinco dias em novembro (os meses em que foram observadas flores abertas) de 2002. Os indivíduos observados foram escolhidos por apresentarem quantidades de flores similares, para tentar minimizar possíveis efeitos da quantidade de flores na atração dos visitantes, sendo metade deles apresentando flores longe e a outra metade brevestilas. As observações foram realizadas das 7:00 as 16:00 hs, despendendo 60 min para observar 3 indivíduos em cada repetição de cada ambiente por dia, sendo 10 min por indivíduo. Com o objetivo de determinar a produção de frutos por inflorescência, foram quantificados frutos imaturos e divididos pelo número de flores originalmente produzidas em cinco infrutescência aleatórias por arbusto em cada repetição. Para determinar a produção de sementes por frutos, contamos o número de sementes de 15 frutos por arbusto, por repetição. Diferenças entre os três ambientes foram testadas através de Análise de Variância Hierárquica.

3.Resultados e Discussão

Quase metade (46,4%) dos 405 períodos de 10 min de observação não apresentou visitas. Houveram 1359 visitas no total e não houve diferença entre os morfos breve e longistila ($c^2 = 0.001$; df = 1; p = 0.99). Porém, houveram diferenças significativas entre os ambientes, sendo que a maioria das visitas ocorreu nas BN (71%), seguida de IF (19%) e BA (10%) (F = 21.1; df = 2, 12; p = 0.0001). Além disso, foram encontradas mais espécies de visitantes florais na BN do que em BA e IF (9, 5 e 3 espécies, respectivamente), embora as diferenças não tenham sido significativas ($c^2 = 3.3$; df = 2; p = 0.19). Dentre as 11 espécies visitantes, 6 eram hymenoptera (5 abelhas e 1 vespa), 4 lepidoptera e 1 diptera, sendo as abelhas os visitantes florais mais freqüentes, totalizando quase 95% do total de visitas. Entre as abelhas, a espécie exótica *Apis mellifera* (53% das visitas) e a nativa *Trigona fulviventris* (29%) foram as espécies mais comuns observadas visitando as flores de *P. tenuinervis* e foram as únicas espécies encontradas nos 3 ambientes (BN, BA, IF). Houve diferença significativa na visita de *Apis mellifera* e *Trigona fulviventris* entre os três ambientes, sendo que em BN ocorreu a maior taxa de visitas de ambas as espécies e em BA ocorreu a menor (F = 19.7; df = 2, 12; p = 0.0002 and F = 19.9; df = 2, 12; p = 0.0002, respectively).

Foi encontrada uma relação positiva e significativa entre o número de *Apis mellifera* e *Trigona fulviventris* forrageando nas flores de *P. tenuinervis* ($r_s = 0.24$; n = 1113; p = 0.04). Além disso não foi observada nenhuma interação agressiva ou agonística entre estas espécies, sugerindo que a taxa de visita das abelhas nativas nas flores desse arbusto não esta sendo influenciada pela presença da abelha exótica. Os lepidopteros, por sua vez, foram mais freqüentemente encontrados nas BN (82%) do que nas BA (18%) e IF (0%).

As plantas na BN apresentaram uma produção de frutos significativamente maior, enquanto BA apresentou a menor produção entre os ambientes (F = 14.2; df = 2, 12; p = 0.0007). Porém, não houve diferença na produção de sementes por fruto (F = 0.07; df = 2, 12; p = 0.93) e nem na densidade de indivíduos reprodutivos de *P. tenuinervis* entre as áreas (F = 3.1; df = 2, 12; p = 0.08), que apresentaram grande variação entre repetições.

Abelhas são os principais e mais freqüentes visitantes florais e polinizadores das florestas tropicais. Além das abelhas, borboletas e beija-flores são os mais freqüentes visitantes florais de *Psychotria*. Não é surpreendente que a exótica *Apis mellifera* seja um dos mais freqüentes visitantes de *P. tenuinervis*, pois ela esta sempre entre os principais visitantes florais de várias comunidades vegetais da América, após a sua introdução acidental neste continente, devido ao seu grande número de operárias, grande raio de forrageamento e sua pouca especificidade alimentar e de nidificação (Roubik 1989). A nativa *Trigona fulviventris* também é um visitante floral comum de várias espécies nativas nas Américas do Sul (Gonçalves *et al.* 1996) e Central (Stone 1996) e outras espécies do gênero também são encontradas visitando flores de espécies de *Psychotria* (Castro & Oliveira 2002). Essa abelha nativa parece ser o polinizador natural de *P. tenuinervis* nesta área de estudo. A falta de interações agressivas e de uma relação negativa entre essas duas espécies de abelhas, além do fato de *P. tenuinervis* ser muito comum na área de estudo, sugerem ausência de competição entre elas. Apesar de várias espécies de *Trigona* serem agressivas, *T. fulviventris* forrageia individualmente e sem agressividade em flores, junto com outras espécies de abelhas e vespas (Roubik 1989).

Foram encontrados maior taxa de visita e produção de fruto em indivíduos de *P. tenuinervis* em BN, seguido por IF e depois por BA, apesar de não existir diferença significativa na produção de sementes entre os ambientes. Esses resultados indicam que as bordas naturais parecem ser os melhores ambientes para a reprodução de indivíduos de *P. tenuinervis* enquanto as bordas antrópicas parecem ser os piores.

Mudanças no ambiente microclimático podem afetar aspectos reprodutivos das plantas importantes para a polinização, como abertura floral, deiscência da antera, receptividade estigmática, produção de néctar, etc (Corbet 1990), assim como a atividade do polinizador e o aborto de flores e frutos. Por isso, na área de estudo, parece que o riacho não é suficientemente largo a ponto de permitir aumento da irradiação solar, da temperatura, e outras modificações das condições climáticas da mata próximas a ele. Pelo contrário, a proximidade com riacho talvez permita que a mata ao

seu redor (BN) seja mais amena do que no interior do fragmento. Como ambientes próximos a riachos são geralmente mais úmidos e estáveis (Herrera 1988), é provável que tenha sido encontrado mais visitantes e maiores taxas de visitação nas BN do que nos outros ambientes, devido as condições microclimáticas. Esta sugestão é reforçada pela falta de diferença significativa na densidade de indivíduos reprodutivos de *P. tenuinervis* entre os ambientes, o que sugere que a densidade de indivíduos e a disponibilidade de recursos não influencia as taxas de visitas florais. Além disso, a produção de frutos depende da qualidade e quantidade de pólen depositado nas flores (Jules & Rathcke 1999) e das condições abióticas do ambiente (Corbet 1990). Apesar da provável condição mais amena, BN difere dos outros ambientes, na quantidade de pólen depositado nas flores de *P. tenuinervis*, já que eles partilham os mesmos visitantes florais mais comuns. Em contraste, o oposto deve ocorrer em BA, onde a menor taxa de visitação, visitantes florais e produção de frutos devem ser resultado de uma maior variabilidade abiótica, como aumento da irradiação solar e temperatura, por exemplo, que são encontrados em bordas antrópicas, devido à fragmentação (Camargo & Kapos 1995).

4.Conclusão

Apesar do número de estudos com habitats fragmentados aumentar anualmente, a maioria deles investiga a influencia do tamanho dos fragmentos nos seus objetos de estudo, poucos estudam relações com as bordas dos fragmentos. Além disso existem poucos estudos investigando direta ou indiretamente diferenças na polinização de plantas entre distancia da borda dos fragmentos o que torna difícil a comparação dos dados do presente estudo com a literatura, reforçando a necessidade de estudos nesta área.

Houve uma redução na visita à flores de *P. tenuinervis*, na freqüência de visitas e na produção de frutos nas bordas antrópicas. A criação de bordas antrópicas influencia a polinização de *P. tenuinervis* e talvez estes resultados possam ser extrapolados para outras espécies de plantas em áreas florestais. Porém, as bordas naturais não foram similares às bordas antrópicas. Ao contrário, elas foram aparentemente os melhores habitats para a reprodução de *P. tenuinervis*. Provavelmente, esta diferença entre bordas ocorreu devido à largura do curso d'água. Talvez, bordas naturais ao redor de rios grandes ou lagos sejam mais expostas à mudanças nas condições abióticas, como o aumento da temperatura e irradiação solar, similar a bordas antrópicas. Portanto, mais estudos são necessários para investigar as matas próximas a cursos d'água de diferentes tamanhos, com o objetivo de verificar se elas são sempre bons habitats para reprodução de plantas, ou se, a medida que o corpo d'água vai aumentando, eesas bordas naturais vão se tornando mais similares a bordas antrópicas.

5.Referencias Bibliográficas

Camargo, J. L. C. & Kapos, V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11: 205-221.

Casenave, J. L., Pelotto, J. P., Caziani, S. M., Mermoz, M. & Protomastro, J. 1998. Response of avian assemblages to a natural edge in a chaco semiarid forest in Argentina. *Auk* 115: 425-435.

Castro, C. C. & Oliveira, P. E. 2002. Pollination biology of dystilous Rubiaceae in the Atlantic rain forest, SE Brazil. *Plant Biology* 4: 640-646.

Corbet, S. A. 1990. Pollination and the weather. *Israel Journal of Botany* 39: 13-30.

Gonçalves, S. J. M.; Rego, M. & Araujo, A. 1996. Abelhas sociais (Hymenoptera: Apidae) e seus recursos florais em uma região de mata secundária, Alcântara, MA, Brasil. *Acta Amazonica* 26: 55-68.

Herrera, C. M. 1988. Variation in mutualism: the spatio-temporal mosaic of a pollinator assemblage. *Biological Journal of the Linnean Society* 35: 95-125.

Jules, E. S. & Rathcke, B. J. 1999. Mechanisms of reduced *Trillium* recruitment along edges of old-growth forest fragments. *Conservation Biology* 13: 784-793.

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree* 10: 58-62.

Roubik, D. W. 1989. *Ecology and natural history of tropical bees*. Cambridge University Press, New York.

Stone, J. L. 1996. Components of pollination effectiveness in *Psychotria suerrensis* a tropical distylous shrub. *Oecologia* 107: 504-512.

Avaliação da técnica Jackknife para a estimativa de riqueza de espécies de Lepidópteros frugívoros: a análise de poder do teste como guia para o delineamento amostral

Francisco Candido Cardoso Barreto[1] & Paulo De Marco Júnior[2]
(1- Mestrando em Biologia Animal na Universidade Federal do Espírito Santo. frugivoros@yahoo.com.br .2- Laboratório de Ecologia Quantitativa, Universidade Federal de Viçosa)

1. Introdução

Os estudos sobre como os efeitos da fragmentação de ecossistemas atuam sobre a fauna e estratégias de conservação da biodiversidade estão muito presentes nas publicações científicas atuais. Apesar disso, o conhecimento gerado ainda é incipiente e restrito a um ou mais taxa específico, uma escala espacial ou ao processo ecológico observado (Villard, 2002). A maioria dos esforços de levantamento da biodiversidade para determinação de estratégias de conservação concentram-se nos levantamentos rápidos de biodiversidade(RYTI, 1992).

Uma das causas da dificuldade de obtenção de um conhecimento generalizado e aplicável a outras áreas geograficamente diversas pode ser atribuída à imensa variabilidade de métodos de amostragem e análise dos dados utilizados nesses estudos. O desenvolvimento de estudos visando a replicabilidade dos experimentos é vital para a generalização e aplicabilidade do conhecimento gerado.

Várias diferentes técnicas são listadas na literatura especializada para a estimativa da riqueza de espécies locais desde sua estimativa direta até as curvas de rarefação (HECK, JR. *et al.*, 1975), curvas do coletor (COLWELL & CODDINGTON, 1994) e procedimentos de reamostragem (HELTSHE & FORRESTER, 1983; COLWELL & CODDINGTON, 1994; DE MARCO *et al.*, 1999).

2. Objetivos

Neste estudo avaliamos a utilização da técnica Jackknife, discutindo o papel de um delineamento amostral apropriado para a estimativa de riqueza de espécies na Estação Biológica de Santa Lúcia (EBSL). Além disso, buscamos introduzir o uso de análises de poder de testes no planejamento de protocolos de levantamento rápido de espécies.

3. Métodologia

Este estudo está sendo realizado na EBSL, localizada no município de Santa Teresa - ES, entre as coordenadas 19°57'10" a 19°59' 00" S e 40°31'30" a 40°32'25" W, possui uma área total de 440ha, com altitudes de 550 a 950m.

As coletas foram feitas com auxílio de armadilhas com isca de frutas em decomposição em cada um dos pontos. Aferimos cada uma destas após 24 horas de exposição, verificando o sucesso da coleta e posteriormente renovando as iscas. A utilização de armadilhas padronizadas possibilita coletas com esforço amostral fixo. Utilizamos as trilhas já abertas na área para a disposição das armadilhas, distanciamos os pontos 80 metros um do outro. A escolha definitiva do local de fixação de cada uma (esquerda ou direita da trilha) foi feita de forma aleatória.

Os indivíduos coletados foram acondicionados em envelopes e levados ao laboratório para identificação. Apenas no caso de espécies da subfamília Morphinae e alguns gêneros de Brassolinae, os indivíduos foram marcados e soltos local para estimativa de abundância por métodos de marcação-recaptura.

Aplicamos dois protocolos de amostragem à mesma área: duas campanhas de três dias de duração, com cinco armadilhas uma em cada ponto de coleta (3-5 de março e 9-11 abril) e uma campanha de

cinco dias de duração com dez armadilhas, em dez pontos (30 abril – 4 de maio). A segunda coleta utilizando o protocolo de dez armadilhas/cinco dias está prevista para a estação chuvosa (Dezembro).

A estimativa de riqueza de espécies foi obtida através do procedimento jackknife, plotando uma curva com intervalo de confiança de 95%. O design experimental foi avaliado através do cálculo do poder do teste (COLWELL & CODDINGTON, 1994; KREBS, 1999).

4. Resultados

As curvas de acumulação de espécies não se estabilizaram nos dois protocolos experimentados. No entanto, os resultados obtidos na curva da estimativa jackknife para a riqueza de espécies, após a definição do intervalo de confiança de 95% nos permite realizar comparações entre áreas. Para o protocolo de três dias de coleta com cinco armadilhas, obtivemos uma estimativa de (41,4± 8,3 espécies) e com dez armadilhas em cinco dias (40,7± 6,6 espécies). Estas duas estimativas foram estatisticamente iguais.

A análise de poder do teste, que nos indica a probabilidade de que com esse delineamento incorramos no erro tipo II, nos permite dizer que podemos utilizar estes protocolos para detectar diferenças na riqueza de espécies em duas áreas de 15 espécies de diferença, com poder igual a 0,98.

5. Discussão

Como não conseguimos uma estabilização da curva do coletor com a estimativa de riqueza de espécies utilizada, acreditamos que uma segunda coleta com o protocolo de cinco dias de amostragem com dez pontos e dez armadilhas será conclusivo para a avaliação do melhor método de coleta e análise de dados com este grupo de borboletas. O uso do poder do teste é crucial para medirmos a eficácia desses delineamentos, e o sucesso na comparação padronizada de riqueza de espécies entre regiões diferentes, nosso objetivo maior.

Muitos trabalhos realizados com esta mesma guilda de frugivoros utilizam a curva de rarefação de espécies como uma base de cálculo para a comparação entre duas ou mais áreas (DeVries, 1997). Este procedimento tem como pressuposto que os indivíduos da comunidade encontram-se distribuídos ao acaso na área, o que não corresponde à realidade. A técnica jackknife utilizada aqui não têm este problema sendo mais apropriada para o caso em que a distribuição dos indivíduos é agregada. A coleta utilizando iscas provavelmente é um fator adicional aumentando a agregação em borboletas frugívoras. Outros fatores que também podem contribuir para este tipo de agregação e afetar as estimativas de riqueza de espécies é as interações entre espécies, a existência de recursos efêmeros dispersos na proximidade das iscas e comportamento territorial dos adultos.

6. Bibliografia

BROWN, K.S. JR., AND R. HUTCHINGS. 1997. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. W.F. Laurence, and R.O. Bierregaard Jr. (eds.) Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities. Chicago University Press, Chicago. pp. 91 – 110.

COLWELL, R. K., and J. A. CODDINGTON. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Philosophical Transactions of the Royal Society of London 345:101-118.

DE MARCO, P. JR., A. O. LATINI, and A. P. REIS. 1999. Environmental determination of dragonfly assemblage in aquaculture ponds. Aquaculture Research 30:357-364.

DEVRIES, P. J. MURRAY, D. & LANDE, R. 1997. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. Biological Journal of the Linnean Society, 62: 343-364.

HECK, K. L., JR., G. VAN BELLE, and D. SIMBERLOFF. 1975. Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size. Ecology 56:1459-1461.

HELTSHE, J. F., and N. E. FORRESTER. 1983. Estimating species richness using the jackknife procedure. Biometrics 39:1-11.

KITCHING, R. L. ; ORR, A. G.; THALIB, L.; MITCHELL, H.; HOPKINS, M. S. & GRAHAM, A. W. 2000. Moth Assemblages as indicators of Environmental Quality in Remnants of upland Australian Rain Forest. Journal of Applied Ecology 37, 284-297.

Krebs C. J. 1999. Ecological Methodology., 1st edition. Addison Wesley Longman, Inc., Menlo Park, CA.

RYTI, R. T. 1992. Effect of the focal taxon on the selection of nature reserves. Ecological Applications 2:404-410.

VILLARD, MARC-ANDRÉ. 2002. Habitat Fragmentation: Major Conservation Issue or Intellectual Attractor? Ecological Applications, 12 (2), 319-320.

Caracterização da vegetação do manguezal do rio Mal-Cozinhado- Águas Belas-Cascavel-CE: arquitetura de tamanho e abundância.

Francisco Thiago de Souza Araújo – Aluno do curso de Engenharia de Pesca – UFC - Marta Maria de Almeida Souza - Doutoranda em Botânica da UFRPE - Profª do Depto de Biologia da URCA

1. Introdução

No Brasil, os manguezais ocorrem do Oiapoque (04°20' LN) a Laguna em Santa Catarina (28°30'LS) (Schaeffer-Novelli, 1989), compreendendo uma área de 1.012.376 ha (Lacerda, 1993), o que faz com o Brasil ocupe a posição de país com a maior área de mangues do mundo (Medeiros, 1996).

O litoral do Ceará possui extensão linear aproximada de 570 km, com 23 ha de manguezais (Miranda *et al*. 1988). Predomina um clima, classificado por Koopen como do tipo Aw' – Clima Tropical Chuvoso, com um período de estiagem de cinco a seis meses. Este aspecto climático diferencia em parte os manguezais cearenses de grande parte do litoral nordestino, onde as precipitações são mais volumosas e melhores distribuídas (Vicente da Silva, 1998).

No Ceará, os estudos de natureza quantitativa são escassos. Mesmo assim, destacam-se os trabalhos de Miranda *et al.* (1994), Souza & Miranda (1993) e Souza *et al* (1998). Desta forma, realizou-se este estudo no mangue do rio Mal-cozinhado como forma de contribuir com trabalhos em ecossistemas de manguezais no Estado do Ceará.

2. Material e método

Área de estudo

A área situa-se no rio Malcozinhado no município de Cascavel a aproximadamente 50 km da cidade de Fortaleza, entre as coordenadas 38°60' Long. W e 4°2' e 4°5' de Lat. S. Apresenta uma precipitação média anual de 1.222mm. As taxas de evaporação são bastante elevadas, sendo superior a 1500mm por ano, com mínimo em abril e o máximo em outubro. A relação entre a precipitação e evaporação demonstra um déficit hídrico médio de 296,377mm. Os solos são classificados como indiscriminados de mangue, compreendendo solos holocênicos, halomórficos, indiscriminados e alagados.

Caracterização arquitetural

Para caracterização dos parâmetros fitossociológicos utilizou-se o método de parcelas múltiplas distribuídas ao longo de estações de amostragem, por ser esta metodologia a mais difundida nos trabalhos quantitativos realizados em bosques de mangue.

Foram demarcadas 3 estações de coleta, selecionadas de acordo com a sua representatividade e acessibilidade. A estação 1 esta localizada próxima a desembocadura, estação 2 a aproximadamente 3 km da estação 1 e estação 3 a cerca de 2 km da estação 2. Em cada estação foram alocadas 2 parcelas 10 x 10 (100m²). Dentro de cada parcela, foram medidas as circunferências dos caules de todos os indivíduos, a uma altura de 1,30m ao nível do solo para todas as espécies e logo acima do nível do último rizoforo para *R. Mangle*. Para os indivíduos amostrados em cada parcela, foram anotados, em ficha de campo, o nome científico, o diâmetro do caule e a altura total. As medidas da circunferência foram tomadas com uma fita métrica e a altura com tubos de PVC de ¾ polegadas, enroscados de metro em metro, para todas as árvores das parcelas.

Para a caracterização da arquitetura de tamanho e abundância foram estudados os seguintes parâmetros: altura mínima, média e máxima, diâmetro mínimo, médio e máximo, densidade absoluta (DA) e relativa (DR), freqüência absoluta (FA) e relativa (FR),

dominância absoluta (DA) e relativa (DR) e índice de valor de importância (IVI). Os parâmetros foram calculados utilizando-se os programas PREPARE e PARAMS, do pacote FITOPAC de autoria do Dr. G.J.Shepherd, do Departamento de Morfologia e Sistemática Vegetal da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP).

3. Resultados

De acordo com o levantamento florístico foi constatado a presença de *Rhizophora mangle* Linnaeus (mangue vermelho ou sapateiro), *Laguncularia racemosa* (mangue branco), *Avicennia germinans* Linnaeus e *A. schaueriana* Stapf e Leechmans (mangue siriuba ou mangue preto) e *Conorcapus erecta* (mangue botão ou ratinho).

O manguezal apresentou altura e diâmetro médio variando entre as estações do seguinte modo: estação 1: altura média de 3,8 m e diâmetro médio de 15,5 cm; estação 2: altura média de 3,9 e diâmetro médio de 4,6 cm; estação 3: altura média de 5,0 m e diâmetro médio de 5,4 cm.

A predominância de indivíduos nas classes de altura apresentou as proporções de 45% (4 a 5 m) na estação 1; 71% (4 a 5 m) na estação 2 e 51% (1 a 4 m) na estação 3 (Fig 1). Com relação as classes de diâmetro os indivíduos apresentaram proporções de 72% (12 a 23 cm) na estação 1; de 67% (3 a 6 cm) na estação 2 e 87% (0 a 9 cm) para a estação 3 (Fig 2).

A densidade e a área basal foram de 550 ind/ha e 12,7 m²/ha (estação 1), 1.850 ind/ha e 3,5 m²/ha (estação 2) e 3.500 ind/ha e 10,7 m²/ha (estação 3). A estação 1 próximo a desembocadura apresentou as menores densidades e os maiores valores de área basal. As estações mais distantes da desembocadura apresentaram uma maior densidade e uma menor área basal.

Comparando a arquitetura do manguezal do rio Malcozinhado com outros manguezais do Estado do Ceará observou-se uma densidade maior que o do rio Ceará (2.680 ind/ha) e do rio Pacoti (2.570 ind/ha) e menor que o do rio Cocó (6.210) ind/ha), Barro Preto (4.840 ind/ha e Iguape (4.580 ind/ha). A área basal foi menor que a de Barro Preto (15,7 m²/ha), semelhante a do Cocó (12,8 m²/ha) e maior que a do rio Ceará (2,8 m²/ha) e que do rio Pacoti (4,8 m²/ha).

O mangue do rio Mal-cozinhado apresentou área basal inferior aos manguezais estudados nos outros Estados do Nordeste como Suape-PE (12,7-60,8 m²/ha) (Souza & Sampaio, 2001); Rio Real (15,6 m²/ha), Rio Piauí (13,3 m²/ha Bacia do Vasa Barris (28,6 m²/ha) e Bacia do Sergipe (18,9 m²/ha) todos localizados em Sergipe (ADEMA, 1984). Também apresentaram dados de área basal inferiores ao da Bahia para o Mucuri com 24,5 m²/ha (CEPEMAR, 1993).

Não foram estudados parâmetros físicos ambientais para melhor interpretar as diferenças nas comparações dos resultados. Porém o clima seria um dos fatores determinantes na análise destes dados.

4. Conclusão

O manguezal do rio mal-cozinhado apresentou características arquiteturais (densidade e área basal) com valores intermédiarios quando comparados com outros manguezais estudados no Ceará e inferiores aos estudados no Nordeste (Pernambuco, Sergipe e Bahia).

5. Referências bibliográficas

ADEMA. 1984. Levantamento da flora e caracterização dos bosques de mangue do Estado de Sergipe. Aracaju. 208 p.

CEPEMAR. 1993. (Centro de Pesquisa do Mar). Monitoramento do Manguezal de Mucuri – BA. Bahia. 86 p. (Relatório Técnico Parcial).

Chapman, V.J. 1976. Mangrove vegetation. Leutershausen J. Cramer, 135 p.

Cintrón, G.; Schaeffer-Novelli, Y. 1983. Introducion a la ecologia del manglar. Porto Rico: Caribbean Ecological Reserarch. 109 p.

Lacerda, L.D. 1993. Conservation and sustentable utilization of mangrove forest in Latin America and Africa Regiões. In Mangrove ecosystems tecnical reports. V. 2 Part I Latin América. Japão: ISME. 272 p.

Lugo, A. E. ; Snedaker, S. C. 1974. The ecology of mangroves. Annual Review of Ecology and Systematics, Oalo Alto, v.5, p. 39-61.

Medeiros, T.C.C. 1996. Produtividade e biomassa das espécies arbóreas do manguezal do estuário do rio Paripe, em Vila Velha, Itamaracá, PE. (Dissertação de Mestrado) Universidade Federal Rural de Pernambuco. Botânica. 191p.

Miranda, P.T.C. *et al*. 1988. Levantamento e quantificação das áreas de manguezais no Estado do Ceará (Brasil) através de sensoriamento remoto. IN: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 5 Natal, 11 a 15 out.

_____ 1994. Composição florística e estrutura dos bosques de mangue dos Rios Ceará, Cocó e Pacoti. Fortaleza. SEMACE. 48 p.

Schaeffer-Novelli, Y. 1989. Perfil dos ecossistemas litorâneos brasileiros com especial ênfase sobre o ecossistema manguezal. Publicação especial do Instituto de Oceanografia. São Paulo, n. 7, p. 1-16.

Souza, M.M.A. 1996. Variação temporal da estrutura dos bosques de mangue de Suape-PE. Recife. 93 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Souza, M.M.A ; Sampaio, E.V.S.B. 2001. Variação temporal da estrutura dos bosques de mangue de Suape-PE após a construção do porto. Acta bot. Bras. 15(1): 1-12.

Souza, M.M.A *et al*. 1998. Arquitetura dos bosques de mangue do Rio Pacoti-CE. IN: ANAIS DO IV SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS – Águas de Lindóia – São Paulo. 11p. V. I, Abril. Pg. 107-116.

Thom, B.G. 1967. Mangrove ecology and destaic geomorfhology: Tabasco, Mexico. Journaul Ecology. Nº 55, pg. 301-343.

UNESCO. 1980. Memórias del seminário sobre el estudio científico e impacto humano em al ecossistema de manglares. Montevideu, ROSTLAC.

Vicente da Silva, E. 1998. Geoecologia da paisagem do litoral cearense. Tese de professor titular em geografia física – UFC, Fortaleza.

Caracterização de áreas de dormida de *Didelphis albiventris* em um Fragmento de Mata Atlântica do Parque Estadual de Dois Irmãos-Pe

Freitas, C. G.[1], Aléssio, F. M.[2] Monteiro da Cruz, M. A. O.[3] & Silva, V.L.[4]

[1] Mestranda em Biologia Vegetal, [2] Mestrando em Biologia Animal, [3] Departamento de Morfologia e Fisiologia Animal da Universidade Federal Rural de Pernambuco, [4] Departamento de Farmacologia e Fisiologia Animal. E-mail: cintuca @bol.com.br

1. Introdução

Sob condições normais, a floresta tropical úmida é capaz de manter a diversidade da sua fauna através da manutenção de seus processos ecológicos. Porém, nas últimas décadas o desmatamento e a ocupação humana tem aumentado bastante o grau de perturbação das florestas (Fournier-Chambrillon *et al.*, 2000), causando o isolamento da mata em fragmentos menores, alterando seu equilíbrio (Chiarello, 1999). Qualquer espécie sofre influência dos efeitos da fragmentação, e mesmo as espécies que conseguem adaptar-se têm a estrutura de suas populações alterada. A utilização de árvores como locais de dormida pode se tornar mais um fator de pressão sob a fauna remanescente de uma área perturbada. Wahungu (2001) observou que num ambiente fragmentado, árvores de dormida podem se tornar um fator limitante. Estes abrigos e locais de dormida são recursos importantes na manutenção de uma população (Radespiel *et al.*, 1998). A escolha de um local de dormida seguro pode garantir a sobrevivência de um indivíduo ou de um grupo. O risco de predação e a proximidade do sítio de alimentação são fatores preponderantes na escolha desses locais (Day e Elwood, 1999). O *Didelphis albiventris* Lund 1841 (Mammalia, Masurpialia) é um animal noturno, ecologicamente generalista (Holmes, 1991), comendo inclusive insetos, outros invertebrados, pequenos vertebrados, frutos maduros e néctar (Emmons e Feer, 1999). A cauda da maioria das espécies é fortemente prêencil. Segundo Ranta *et al.*, (1998) os marsupiais didelphideos são um grupo de animais endêmicos da Floresta Atlântica brasileira. Este animal é muito adaptável às perturbações ambientais, e sua

plasticidade permite a adaptação aos mais diversos habitats, inclusive o urbano. O objetivo deste trabalho foi identificar, caracterizar e localizar dentro de sua área de uso, os locais de dormida de uma população de *D. albiventris*.

2. Material e métodos

Este trabalho foi realizado num fragmento de 387,4ha da mata do Parque Estadual de Dois Irmãos durante os meses de Julho a Dezembro de 2002. Armadilhas munidas de iscas e espaçadas 25m foram deixadas durante a noite na mata. Os animais capturados foram pesados e em seguida sedados usando Vetanarcol (cloridato de quetamina) intramuscularmente na coxa traseira, com seringas de insulina na dosagem para marsupiais recomendada pelo fabricante. Os animais sedados foram tatuados no terço dorsal superior da cauda, utilizando-se um tatuador elétrico à base de tinta nanquim preta. As tatuagens na forma de códigos foram registrados em uma ficha individual padrão de cada animal que, além disso, guardou dados como: datas de captura, peso, medidas corpóreas, sexo, local de captura, estado reprodutivo, presença de ectoparasitas, bem como a freqüência do rádio transmissor que foi colocado no animal. Cada animal capturado e marcado recebeu um rádio-transmissor com freqüência individual. Segundo Albuquerque (1991) o peso do transmissor não deve exceder 5% do peso do animal, desta forma os filhotes muito jovens foram excluídos deste trabalho. Os animais foram soltos ao entardecer, obrigatoriamente nos seus respectivos locais de captura, após a recuperação do efeito do sedativo. Foram realizadas localizações utilizando-se um rádio receptor sintonizado na mesma freqüência do transmissor do animal. O sinal foi seguido durante 15 dias de coleta, para cada animal, através de uma antena unidirecional de três elementos do tipo Yagi acoplada à um rádio-receptor. Esta antena permitiu uma localização mais precisa do timbu. Estimar a localização de animais é o uso mais comum da técnica de rádio-telemetria (White e Garrot, 1995). A técnica utilizada neste trabalho foi a de localização posicional (Home-in). Foram anotados, na ficha individual, dados como data, e hora da localização, e a descrição do local (quanto ao extrato, continuidade e o diâmetro e altura das árvores). Tanto os pontos de localização quanto os de captura foram georeferenciados e posteriormente plotados no mapa da área de uso de cada animal.

3. Resultados e discussão

O esforço de captura não pareceu influenciar o número de capturas efetivas. Desta forma, foi observada uma baixa densidade de indivíduos neste local, fato que pode estar relacionado com sua territorialidade. Para todos os animais foi observada uma preferência por árvores mais altas e DAP maiores, além de árvores com emaranhado de lianas e cavidades em seus troncos, constituindo locais de dormida seguros segundo Zalewski, 1997; Day e Elwood, 1999 e Ramakrishnan e Coss, 2001. Esta preferência pode estar ligada a tentativa de diminuir o risco de predação (Radespiel, *et al.*, 1998 e Wahungu, 2001). Houve uma diferença significativa entre o padrão de escolha dos locais de dormida entre os sexos (c^2= 3,15 para o diâmetro e (c^2=0,104, para a altura das árvores, com a=5%), que corroboram os dados de Zalewski (1997) para as martas e Radespiel *et al.* (1998) para lêmures. A fêmea F1 parece ter selecionado locais mais seguros e próximo a fontes de água. As áreas de dormida do macho M1 estavam principalmente incluídas na porção periférica de sua área de uso, o que segundo Albuquerque (1991), também é verdade para sagüis. Este padrão, segundo a literatura pode representar característica de indivíduos que defendem seu território. Os pontos de dormida do macho M2 localizaram-se todos fora das áreas de uso de M1. Desta forma, mesmo com poucas localizações de M2 pode–se afirmar que não houve sobreposição de áreas entre os machos, contudo dois locais de dormida de F1 estavam situados dentro da área de M1, sugerindo uma sobreposição entre as áreas destes indivíduos, como observado por Aléssio (2001) para os mesmos animais em ambiente urbano. Estes padrões além de concordarem com a literatura esclarecem pontos importantes acerca da biologia deste animal. De modo que a elucidação destes e de outros aspectos referentes à fauna podem propiciar o estabelecimento de melhores condutas de gerenciamento para a conservação de áreas perturbadas.

4. Conclusão

O número de capturas efetivas não respondeu positivamente ao esforço de captura devido, não só a baixa densidade deste marsupial na área, como também ao seu comportamento territorialista. Todos os animais, não importando o sexo, preferiram dormir em árvores mais altas e com diâmetros maiores. Árvores em associação com epífitas e com cavidades em seus troncos foram preferidas em detrimento a árvores sem emaranhados de lianas. Todavia, dentro do universo de preferência do *D. albiventris*, as fêmeas selecionaram locais de dormida mais seguros que os locais dos machos. Os locais de dormida se concentraram basicamente na parte periférica da área de uso, não havendo sobreposição entre os território dos machos, contudo as principais áreas de dormida da fêmea situou-se na área de uso de um dos machos.

5. Referências bibliográficas

Albuquerque, F.S. (1991) Tamanho e uso da área domiciliar e percurso diário de um grupo de (Callithrichidae, Primates), obtidos através da rádiotelemetria. Monografia, Centro de Ciências Biológicas. Universidade Federal de Pernambuco. Pernmbuco. 56p.

Aléssio, F.M. (2000) Estudo rádio-telemétrico da área de uso de *Didelphis albiventris* em ambiente urbano. Monografia de Bacharelado em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, 31 p.

Chiarello, A.G. (1999) Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in South-eastern Brasil. Biological conservation. 89, 71-82.

Day, R.T. & Elwood, R.W. (1999) Sleeping Site Selection by Golden-handed Tamarin *Saguinus midas midas*: The role of predation risk, proximity to feeding sites, and territorial defence. Ethology 105, 1035-1051.

Emmons, L.H. & Feer, F. (1999) Mamíferos de los bosques húmedos de América Tropical. Una guía de campo, Editora F.A.N Santa Cruz de La Sierra. Bolívia.298pp.

Fournier – Chambrillon, C.; Fournier, P.; Gaillard, J.M;Genty, C.; Mansen, E.; Vié, J.C. (2000) Mammal Trap efficiency during the fragmentation by floading of a neotropical rain forest in French Guiana efficiency. Journal of tropical Ecology 16, 841-851.

Radespiel, U.; Cepok, S.;Zietemann, V.; and Zimmerman, E.(1998) Sex-specific usage patterns of sleeping sites in Grey Mouse Lemurs (*Microcebus murinus*) in Northwestern Madagascar. American journal of primatology 46:77-84.

Ramakrishnan, U & Coss, R. G. (2001) Strategies used by Bonnet Macaques (*Macaca radiata*) to reduce predation risk while sleeping. 42(3), 193-206.

Ranta, P.; Blom, T.; Niemelä, J; Joensu, E. & Siitonen, M. (1998) The fragmentation Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. Biodiversity and conservation 7, 385-405.

Wahungu, G. M. (2001) Common use of sleeping sites by two primates species in Tana River, Kenya. East African Wild Life Society. Afr. J. Ecol., 39, 18-23.

White, G.C. and Garrott, R A. (1995) Analysis of wildlife radio-tracking data. Chapter 4-Estimating animal location.

Zalewski, A.(1997) Factors affecting selection of resting site type by Pine Marten in Primaveral Deciduous Forests (Bialowieza National Park, Poland). Acta Theriologica 42(3): 271-288.

Efeito da Maturação na Germinação de Sementes de *Euterpe edulis* – MART [1]

Geângelo P. Calvi[2]; Gilberto Terra [2] & Fátima C. M. PIÑA-RODRIGUES[3]

[2] Graduação em Engenharia Florestal (geanpetne@bol.com.br); [3] Professor Adjunto, Departamento de Silvicultura- Instituto de Florestas - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

1. Introdução

O Brasil possui várias palmeiras produtoras de palmito comes-

tível, sendo as do gênero *Euterpe* são exploradas comercialmente em larga escala. Dentre estas, a mais apreciada é *Euterpe edulis* Mart. Esta palmeira é nativa da Floresta Tropical Atlântica do Brasil, ocupando a Floresta Ombrófila Densa, sendo e estrato médio seu habitat preferencial (REIS *et. al.*, 1996). Segundo CARVALHO (1994), ocorre também na Floresta Estacional Decidual.

O palmito do *Euterpe edulis* é um dos produtos não madeiráveis mais explorados na Floresta Atlântica, e quase sempre de forma predatória, fazendo com que a regeneração artificial seja o principal instrumento para o estabelecimento de novos palmitais (REIS *et.al.*, 1992).

Esta espécie tem elevada importância na dinâmica da floresta, pois sua abundante produção de frutos e um amplo período de fornecimento dos mesmos têm relevância na manutenção da fauna, pois grande é a diversidade de animais que se utilizam destes frutos em sua dieta básica (REIS, 1995). Por sua vez, a fauna é responsável pela dispersão dos frutos, mantendo a dinâmica demográfica e o fluxo gênico da espécie (REIS *et. al.*, 1994).

A germinação do palmiteiro é heterogênea e lenta; não devido a um embrião rudimentar, como a princípio se pensava, e sim por um impedimento mecânico que dificulta a passagem de água para o seu interior, (BOVI & CARDOSO, 1975). Este processo de germinação é evidenciado com a projeção de um botão germinativo, que, de acordo com diversos autores, como MARTIUS (1823), GATIN (1906) e TOMLINSON (1960), constitui um estágio preliminar da germinação, e, após esta emissão, inicia–se a ação dos meristemas do embrião.

Após esta ativação meristemática, desenvolve-se uma radícula, acrescida rapidamente por raízes adventíceas de numero variável. A partir daí a plúmula torna-se evidente como uma protuberância sob a bainha cotiledonar,que apresenta três folhas embrionárias no estágio de primórdios foliares. A primeira folha e a segunda formarão apenas bainhas foliares e a terceira constitui a primeira folha fotossintetizante, com limbo clorofilado, apresentando ráquis curtos onde se inserem de seis a oito folíolos, dando um aspecto palmado à folha (BELIN-DEPOUX & QUEIROZ, 1971 e 1987).

O presente trabalho teve por objetivo determinar o efeito do grau de amadurecimento sobre o vigor e a germinação dos frutos de *Euterpe edulis*, em condições de laboratório.

2. Material eMétodos

Os frutos utilizados neste trabalho procederam da Fazenda Igapira, situada no município de Miguel Pereira – RJ, colhidos de matrizes nativas. Logo depois de coletadas os frutos foram classificados em quatro classes de maturação de acordo com a coloração do pericarpo, em: maduras (diásporo com pericarpo apresentando coloração roxa), intermediárias (diásporo com coloração violeta), verde (coloração predominantemente verde e até 50% apresentando cor roxa) e dispersas (sementes sem pericarpo, caídas ao solo).

([1] Projeto financiado pelo CNPq- Grupo de Pesquisa em "Ecologia e recuperação de remanescentes florestais"

Agradecimetos à Fazenda Igapira)

Toda metodologia foi realizada no Laboratório de Biologia Reprodutiva de Espécies Arbóreas (LACON), do Departamento de Silvicultura, Instituto de Florestas, da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Para uniformizar e acelerar o processo germinativo utilizou-se frutos despolpados segundo a metodologia de BOVI & CARDOSO (1976). A fim de reduzir a contaminação por fungos as sementes foram tratadas com solução de hipoclorito a 4%, por cinco minutos. Após este período o material foi lavado em água destilada por mais 10 minutos e seco à sombra e temperatura ambiente.

Para cada estágio de amadurecimento foram instalados ensaios de germinação com oito repetições, com 20 sementes cada em caixas plásticas transparentes (gerbox), esterilizadas com álcool 70%, usando areia autoclavada como substrato e temperatura constante de 30ºC.

As avaliações foram efetuadas em intervalos de sete dias, onde foram identificados e descritos os estádios de desenvolvimento das sementes durante o processo de germinação.

Para o teste de vigor foi utilizado a primeira contagem e considerou-se como germinada a semente que apresentasse a emissão do botão germinativo. Segundo QUEIROZ (1986), a utilização deste critério de pré-germinação para testes de germinação de sementes de *Euterpe edulis* Mart., permite uma redução de aproximadamente seis semanas de duração do teste.

3. Resultados e Discussão

A maturação das sementes é associada ao ponto em que estas apresentam valores máximos de germinação e vigor (CARVALHO & NAKAGAWA, 2000), sendo este aqui expresso pela velocidade de germinação (VIEIRA & CARVALHO, 1994). Considerando esta premissa, as sementes de *E. edulis* atingiram sua máxima capacidade germinativa e velocidade de germinação quando coletadas de frutos maduros (n=54).

Após a dispersão houve uma redução no vigor das sementes. Os frutos dispersos apresentaram menor vigor e menor velocidade de germinação, tendo emitido o botão germinativo aos 12 dias, enquanto os demais o fizeram no sexto dia após o início dos testes. Outras etapas do desenvolvimento, como a emissão de radícula aos 18 dias e a segunda folha embrionária (42 dias) também ocorreram posteriormente em relação aos demais estádios de maturação.

A maior porcentagem de germinação foi encontrada para as sementes do estágio de maturação maduras (99,375%), seguida dos dispersos (96,25%), intermediárias (79,375%) e apresentando a menor porcentagem de germinação as verdes com 70%.

Alguns autores como BOVI & CARDOSO, (1978), QUEIROZ & CAVALCANTE, (1986), QUEIROZ (1986), ANDRADE *et.al.* (1996) e REIS (1999), estudando a germinação do palmiteiro, encontraram taxas de germinação situando-se entre 60 a 96%.

As taxas de germinação obtidas para os diferentes estágios de maturação assemelham-se aos encontrados por LIN (1986), que também testou o efeito da maturação na germinação do palmiteiro.

O vigor dos frutos decresceu após a dispersão e aumentou proporciomalmente com o grau de maturação. Resultados semelhantes também foram obtidos por outros autores para sementes de espécies diferentes, como cacau, eucalipto e guaraná, conforme relatado por LIN(1986).

4. Conclusões

Das observações dos resultados obtidos, conclui-se que as taxas de germinação e o vigor das sementes da palmeira *Euterpe edulis* Mart, apresentam maiores valores com o aumento do grau de maturação, e, após a dispersão o vigor dos frutos diminui, mas esta diminuição do vigor não afeta sua capacidade germinativa.

5. Referências Bibliográficas

ANDRADE, D.M.I.; MALAVASI, M.M.; COSTA, F.A., 1996. Conservação do palmiteiro (*Euterpe edulis* Mart.): efeito da temperatura de armazenamento e do grau de umidade das sementes. Revista Brasileira de Sementes, 18(2): 149-155.

BELIN-DEPOUX, M. & QUEIROZ, M. H. de. 1971.Contribuition à l'étude ontogénique des palmiers. Quelques aspects de la germination d'*Euterpe edulis* Mart. Rev. Gen. Bot. 78:339-371.

BELIN-DEPOUX, M. & QUEIROZ, M. H. de. Contribuição ao estudo ontogênico das palmeiras. Alguns aspectos da germinação de *Euterpe edulis* Mart. Anais do 1º Encontro Nacional de Pesquisadores do Palmito, 211-213 Curitiba, PR 1987.

BOVI, M.L.A. & CARDOSO, M. Germinação de sementes de palmiteiro (*Euterpe edulis* Mart.) I. Bragantia 34: XXIX-XXXIV, 1975.

BOVI, M.L.A. & CARDOSO, M. Germinação de sementes de palmiteiro II. Bragantia 35: XXII-XXIX, 1976.

BOVI, M.L.A. & CARDOSO, M. Conservação de sementes de palmiteiro (*Euterpe edulis* Mart.). Bragantia 37: 65-71,1978.

CARVALHO, P.E.R. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. EMBRAPA-CNPF. 640p. Brasília, 1994.

CARVALHO, N.M. & NAKAGAWA, J. Sementes: ciência, tecnologia e produção. Ed. Jaboticabal, FUNEP, 2000.

GATIN, CL. 1906. Recherches anatomiques et chimiques sur la germination des Palmiers. Ann. Sc. Nat. Bot., 11(10):21-69. *In:*REIS, M.S. & REIS, A. *Euterpe edulis* Mart (Palmiteiro) biologia: conservação e manejo. 335p. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues,2000.

LIN, S.S. 1986. Efeito do tamanho e maturidade sobre a viabilidade, germinação e vigor do fruto de palmiteiro. Revista Brasileira de Sementes, 8(1): 57-66.

MARTIUS, C.F.P. 1823-1850. von Historia Naturalis Palmarum. Vol 2 De Brasiliae Palmis Singulatim. F. Fleischer. *In:* REIS, M.S. & REIS, A. *Euterpe edulis* Mart (Palmiteiro) biologia: conservação e manejo. 335p. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues,2000.

QUEIROZ, M.H. de. & CAVALCANTE, M.D.T. de H. 1986. Efeito do dessecamento das sementes de palmiteiro na germinação e no armazenamento. Revista Brasileira de Sementes, 8(3): 121-125. *In:* REIS, M.S. & REIS, A. *Euterpe edulis* Mart (Palmiteiro) biologia: conservação e manejo. 335p. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues,2000.

QUEIROZ, M.H. de. 1986. Botão germinativo do palmiteiro como indicador de germinação. Revista Brasileira de Sementes, 8(2): 55-59.

REIS, A. Dispersão de sementes de *Euterpe edulis* Mart (Palmae) em uma floresta Ombrófila Densa Montana da encosta Atlântica em Blumenau – SC. Campinas, 1995. 154p. (tese de Doutorado, UNICAMP).

REIS, A.; PAULILO, M.T.S.; NAKAZONO, E.M.; VENTURI, S. 1999. Efeito de diferentes níveis de dessecamento na germinação de *Euterpe edulis* Martius Arecacea .Insula 28: 31-41.

REIS, M.S. ; FRANCHINI, R. G. ; REIS,A.; FANTINI,.A.C. Variação no período germinativo em sementes de Euterpe edulis Martius procedentes da região de Morretes- PR. *In* : 2º congresso Nacional de Essências Nativas, São Paulo, 1992. *Anais*... São Paulo,1992. P. 1252-5.

REIS, M.S. ; NODARI, R.O.; GUERRA, M.P; FANTINI,.A.C.; REIS,A.; Na alternative *in situ* conservation of the Tropical Atlantic Forest. *In:* FOREST 94 – 3º Simpósio Internacional de Estudos ambientais sobre Ecossistemas Florestais, Porto Alegre. Anais, 1994. p.4-5.

REIS, M. S. Distribuição e dinâmica da variabilidade genética em populações naturais de Palmiteiro *Euterpe edulis*- Mart. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo- Piracicaba, 1996.

TOMLINSON, P.B. 1960. Seedling leaves in palms and their morphological significance. Jour. Arnold. Arb., 41:414-428. *In:* REIS, M.S. & REIS, A. *Euterpe edulis* Mart (Palmiteiro) biologia: conservação e manejo. 335p. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues,2000.

VIEIRA, R.D & CARVALHO, N.M. Testes de vigor em sementes. Ed. Jaboticabal, FUNEP, 1994.

Influência do tamanho da semente na germinação e no desenvolvimento de plântulas de *Copaifera trapezifolia* hayne (caesalpiniaceae).

GHODDOSI, S. M. [1, 2];
POZZOBON, M[1];
UHLMANN, A[1].
[1]*Departamento de Ciências Naturais,Universidade Regional de Blumenau.*
[2]*sheilagh@terra.com.br*

1- Introdução

Atualmente, diversos estudos buscam a compreensão da organização dos ecossistemas a fim de se obter métodos racionais para a resolução dos problemas ambientais. Com isso, diversas características da história de vida das plantas têm sido abordadas em pesquisas. A massa da semente apresenta-se como uma das características que influenciam diretamente o sucesso de estabelecimento da plântula e, portanto, constitui-se em um importante elemento da estratégia reprodutiva das árvores lenhosas (Kang & Primack, 1999; Escudero *et al.*, 2000), já que causa efeito direto sobre a taxa de germinação (Escudero *et al.*, 2000; Khurana & Singh, 2000) e desenvolvimento de plântulas (Cornelissen, 1999; Chacón & Bustamente, 2001), exercendo um papel regulador durante o estabelecimento das plântulas e, por conseguinte, na dinâmica da regeneração florestal.

Este estudo propõe demonstrar a importância relativa da massa da semente na germinação e no desenvolvimento das plântulas de *Copaifera trapezifolia* Hayne(Caesalpiniaceae), espécie nativa da Floresta Ombrófila Densa Atlântica.

2- métodos

Copaifera trapezifolia Hayne (Caesalpiniaceae) é conhecida popularmente como pau-óleo ou copaíba. Seus frutos são unisseminados, obliquamente elípticos com sementes escuras envoltas por arilo vermelho. Trata-se de uma espécie característica da Floresta Ombrófila Densa Atlântica, designada como esciófita, tolerando sombreamento moderado em vegetação matricial (Carvalho, 1994).

Os frutos e as sementes de um único indivíduo foram coletados no Campus I da Universidade Regional de Blumenau, no município de Blumenau, SC (26º 55' S; 49º 05' W). O clima da região é do tipo úmido mesotérmico, sem deficiência de chuva em qualquer estação. A cobertura vegetal encontrada na região é da Floresta Ombrófila Densa (Gaplan, 1986).

As sementes foram coletadas no solo, embaixo da planta matriz e já se encontravam desprovidas de arilo, assim como, de seus respectivos frutos (trata-se de uma espécie com frutos, geralmente, unisseminados).

Para o experimento de germinação e desenvolvimento de plântulas, as sementes foram separadas em três classes de peso. Para tanto, construiu-se a curva de distribuição em classes de freqüência de peso de sementes determinando a média (1,52g) e o desvio padrão (± 0,38) sob a curva que se aproximou de uma distribuição normal. As sementes foram classificadas em "pequenas" (aquelas com peso inferior ao limite de um desvio padrão - 0,36 a 1,36g), "médias" (entre os limites inferior e superior do desvio padrão - 1,37 a 1,89g) e "grandes" (aquelas com peso superior ao limite do desvio padrão - 1,90 a 2,60g).

As sementes foram distribuídas em 300 embalagens (100 sementes para cada classe de tamanho) contendo 1 semente cada. As embalagens apresentaram volume de 1,5 litros, contendo areia esterilizada em autoclave (120º C durante duas horas). As 300 sementes foram semeadas no dia 07 de novembro de 2002, tendo iniciado a germinação no dia 01 de dezembro de 2002 com término no dia 06 de janeiro de 2002.

As embalagens foram mantidas em casa de vegetação, onde a umidade relativa do ar (UR) foi controlada em torno de 75% por aspersores acionados automaticamente. A temperatura variou dependentemente da UR%, estando entre 25º e 30º C, nos períodos mais quentes. A luz ambiental variou de acordo com luminosidade externa.

Foram determinados os dados de germinação através do Tempo Médio de Germinação (*t*), do Coeficiente de Velocidade de Germinação (CVG), da Velocidade Média de Germinação (VMG), do Índice de Velocidade de Germinação (IVG) e do Coeficiente de Uniformidade de Germinação (CUG), conforme Santana & Ranal (2000).

Para obtenção dos parâmetros métricos de desenvolvimento 30 plântulas de cada classe de tamanho foram escolhidas, de acordo com a disponibilidade, 15 dias após a germinação, totalizando 90 plântulas. Estes indivíduos, após sua coleta, foram submetidos à estufa (80ºC) por cerca de 48h para secagem e obtenção dos parâmetros métricos de desenvolvimento (peso da matéria seca total, peso da matéria seca da raiz, peso da matéria seca do caule, peso da matéria seca do cotilédone e o peso da matéria seca dos neófilos). Este procedimento foi feito através do uso de balança de precisão (1 mg).

Para verificação da normalidade dos dados de distribuição da freqüência das classes de tamanho das sementes, foi usado o teste Shapiro-Wilks.

A comparação entre as taxas de germinação das diferentes classes de tamanho das sementes foi feita através do Teste Z, admitindo nível de significância de 1%.

Aplicou-se a análise de regressão e correlação para determinar o grau de associação entre os parâmetros métricos de desenvolvimento e o tamanho de semente. As análises foram realizadas com o auxílio do programa JMP® (SAS, 1995).

3- Resultados

Foram pesadas 462 sementes de *Copaifera trapezifolia*, cujo peso variou de 0,36 até 2,6 g. O peso médio das sementes foi de 1,52 g (DP = ±0,38 g). Destas, 153 eram pequenas (0,36 a 1,36g), 209 médias (1,37 a 1,89 g) e 100 grandes (1,90 a 2,6g). A análise da distribuição de freqüência dos tamanhos de sementes mostrou não haver um padrão de distribuição normal (teste Shapiro-Wilks $p<0,05$).

A freqüência de emergência das plântulas oriundas de diferentes classes de tamanho demonstram que não houve diferença significativa na freqüência de emergência entre as classes de sementes pequenas e de sementes médias (*Zcal* 2,01 < *Ztab* 2,33). Entretanto, observou-se diferenças significativas nas freqüências de emergência entre as classes de sementes grandes e de sementes médias (*Zcal* 3,96 > *Ztab* 2,33), e também, entre as classes de sementes pequenas e de sementes grandes (*Zcal* 5,8> *Ztab* 2,33).

A germinação, consideradas todas as classes de tamanho, foi de 35%, tendo um tempo médio de germinação (*t*) de 31,84 dias, resultando como coeficiente de velocidade de germinação (CVG) 3,141%. A velocidade média de germinação (VMG) foi na ordem de 0,0314 d^{-1}, tendo como índice de velocidade de germinação (IVG) 1,12 plântulas/dia e um coeficiente de uniformidade de germinação (CUG) de 0,00201 d^{-2} .

As sementes pequenas apresentaram uma taxa de germinação de 18%, apresentando como *t* 32 dias, e com CVG médio de 3,125%. A VMG foi de 0,0312 d^{-1}, resultando num IVG médio na ordem de 0,61 plântulas/dia e um CUG médio de 0,0021 d^{-2}. As sementes médias obtiveram uma taxa de germinação de 30%, com um *t* 31,4 dias, tendo um CVG médio de 3,184% (±7,07). A VMG foi de 0,0318 d^{-1}, IVG médio de 0,97 plântulas/dia e CUG médio na ordem de 0,00196 d^{-2}. As sementes grandes apresentaram 55% de germinação e um *t* de 32,14 dias, com um CVG médio de 3,11%. A VMG foi de 0,0311 d^{-1}, resultando num IVG médio de 1,78 plântulas/dia, com um CUG médio na ordem de 0,0020 d^{-2}.

As correlações realizadas para verificar o grau de associação entre o peso das sementes e o peso seco total, bem como o das porções hipógeas e epígeas das respectivas plântulas, demonstraram haver associações estatisticamente significativas e positivas. A correlação entre o peso das sementes e o peso seco total apresentou um grau de associação mais elevado que os demais parâmetros analisados ($r^2=0,84$; $p<0,0001$). Os pesos secos dos neófilos ($r^2=0,599$; $p<0,0001$), do caule ($r^2=0,536$; $p<0,0001$), da raiz ($r^2=0,277$, $p<0,0001$) e dos cotilédones ($r^2=0,266$; $p<0,0001$) também demonstraram associações fortes com o peso das sementes.

4- Conclusões

Com base nos resultados obtidos para *Copaifera trapezifolia*, tornou-se evidente que algumas características associam-se às sementes de maior peso. Pôde-se constatar que, nas condições do experimento, as plântulas de *Copaifera trapezifolia* recebem influência direta da massa da semente na germinação e no seu desenvolvimento. Diferenças verificadas na freqüência de emergência, tamanho e maior velocidade de germinação das plântulas oriundas de sementes grandes, podem lhes garantir um mecanismo competitivo pelo qual vençam as pequenas sementes competitivamente. É possível hipotetizar que, sob condições do ambiente natural, vantagens possam estar associadas com plântulas oriundas de sementes grandes por estas possuírem uma maior quantidade de recursos de metabólicos extras.

5. Bibliografia

CARVALHO, P. E. R. Espécies florestais brasileira: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Brasília: Embrapa-SPI, 1944.

CHACÓN, P. & BUSTAMENTE, R. O. The effects of seed size and pericarp on seedling recruitment and biomass in *Cryptocarya alba* (Lauraceae) under two contrasting moisture regimes. Plant Ecology, 152:137-144. 2001.

CORNELISSEN, J. H. C. A triangular relationship between leaf size and seed size among woody species: allometry, ontogeny, ecology and taxonomy. Oecologia 118:248-255, 1995.

ESCUDERO, A.; NÚNEZ, Y. & PÉREZ-GARCÍA, F. Is fire a selective force of seed size in pine species?. Acta Oecologica, 21:245-256, 2000.

GAPLAN. Atlas de Santa Catarina. Aerofoto Cruzeiro. 1986.

KANG, H. & PRIMACK, R. B.. Evolutionary change in seed size among some legume species: the effects of phylogeny. Plant Systematics and Evolution 219:151-164, 1999.

KHURANA, E & SINGH, J. S. Influence of seed size on seedling growth of *Albizia procera* under different soil water levels. Annals of Botany, 86:1185-1192, 2000.

SANTANA, D. G. & RANAL, M. A. Análise estatística na germinação. Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal, 12(Edição Especial):205-237, 2000.

SAS. JUMP® Statistics and Graphic Guide. Cary, NC: SAS Institute Inc. 1995.

Financiamento: Pipe/FURB

Green Lacewings (Insecta: Neuroptera: Chrysopidae) of Brazil's Atlantic Rainforest

Gilberto S. Albuquerque[a], Catherine A. Tauber[b] & Maurice J. Tauber[b]
[a]Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos, RJ (gsa@uenf.br) [b]Cornell University, Ithaca, NY

1.Introduction

Brazil's Atlantic Rainforest is one of the richest ecosystems in the world, but its biodiversity is highly threatened because of habitat destruction (CIMA, 1991). Less than 10% of the original area remains, mostly in the regions South and Southeast. Desengano State Park, the main site of this study, is located in the northern part of Rio de Janeiro state. As one of the last, relatively large, forested areas of southeastern Brazil, it has been a prime target for conservation. However, its establishment as a conservation unit is not fully implemented to this day, 30 years after the Park was legally created.

Assessments of biodiversity provide vital data for scientists and public policy makers and reinforce the value of the targeted conservation area to the community. For such an evaluation, we need to start with a strong systematics base, especially when dealing with Neotropical biota, which at present is very poorly known. Because the Atlantic Rainforest was largely destroyed and many of its species are at risk of extinction, there is a high priority to recognize and conserve the endemic flora and fauna. This is true for green lacewings (Insecta: Neuroptera: Chrysopidae), an extremely diverse group in the Neotropics (Brooks & Barnard, 1990) and in the study region in particular (as indicated by our preliminary work). Although some lacewing diversity surveys were carried out in Brazil, e.g. in the Amazon (Adams & Penny, 1985) and in several agroecosystems (de Freitas & Penny, 2001), there are no previous surveys focusing on the Atlantic Forest fauna. Besides, genera and higher level taxa still need characterization; many species are new to science and need description; larvae are virtually unstudied; and evolutionary relationships remain hazy. Systematics studies of this group of insects is especially important because many species are of considerable potential value as biological control agents in agricultural and horticultural situations (Albuquerque *et al.*, 2001).

For the last five years of this ongoing project, we aimed to collect and identify (as many as possible) different types of green lacewings from Desengano State Park and surrounding areas. We focused on both adult and larval stages, because the morphology of

the larvae can be very helpful for species identification (Díaz-Aranda *et al*., 2001). This effort has allowed us to assemble a large collection of lacewings, whose list of genera and species are here reported.

2. Methodology

During the three major field trips (2 weeks each) and several bimonthly trips to the Desengano area, covering all seasons of the year, we made a major effort to observe and collect green lacewings using a variety of methods: (1) direct observation on plants in the forest understory; (2) aerial and sweep nets, and (3) beating sheets, during the day, and (4) mercury vapor lights, at night. Our eleven collecting sites represented a variety of habitats: (1) the continuous forest of the Park (3 sites), (2) forest fragments of different sizes that surround the Park (5 sites), and (3) disturbed/agricultural areas near the Park (3 sites).

All lacewings collected were transported alive to the laboratory, where our goal was to observe mating and reproduction, and to rear the offspring and preserve the immature stages. The field-collected adults were only stored after their natural death. For the species from which we obtained eggs, we reared and preserved specimens of all three larval instars, as well as adults. Specimens of each life stage were preserved via methods that allow diverse types of analysis – for morphological study: pinned adult specimens, larvae and adults preserved in alcohol, and cleared specimens mounted on slides; for molecular analysis: frozen specimens. These specimens serve as the basis for describing and illustrating adults and larvae, as well as naming those that were previously unknown to science.

3. Results and Discussion

Brazil has 13 described genera and ca. 200 named species of chrysopids (including synonyms) (Brooks & Barnard, 1990). After five years of collecting in the North Fluminense region alone, we have found eight of these 13 genera, and ca. 40 species, some of which are new to science. The list of lacewings from Desengano area includes one species of *Berchmansus* (*B. elegans*), 11 species of *Ceraeochrysa* (*C. caligata*, *C. cincta*, *C. claveri*, *C. cubana*, *C. everes*, *C. paraguaria*, *C.* nr. *lineaticornis*, and four probably new species), two species of *Chrysoperla* (*C. externa* and another unidentified), eight species of *Chrysopodes* (*C. lineafrons*, *C.* nr. *pulchella*, *C. divisa*, and five probably new species), two species of *Gonzaga* (*G. nigriceps* and another unidentified), 14 species of *Leucochrysa* (*L. varia*, *L. magnifica*, six unidentified, and six probably new), one species of *Loyola* (*L. croesus*), and one species of *Plesiochrysa* (*P. brasiliensis*). Identification of the species already described and description of the new species are under way. From our findings, one was of major importance: a male specimen of *L. croesus*. Not only this species, but the whole genus *Loyola*, composed of three species that are the largest lacewings on Earth, is very poorly known because of its rarity. Besides, the male genitalia (essential in lacewing systematics) was unknown to science; the few specimens deposited in collections in the world are all females (Winterton & Brooks, 2002).

Also, we have been able to obtain larvae for well over half of the species collected. This collection has allowed us to start preparing descriptions of the larvae of the Neotropical species, mostly unknown. We started describing two species with biological control potential: *P. brasiliensis* and *C. lineafrons* (Tauber *et al*., 2001; Silva *et al*., in prep.), both commonly found in orchards in the North Fluminense region. Until now, there were no descriptions of the larval stages from any species of both of these large and widely distributed genera (*Plesiochrysa*: ca. 22 spp.; *Chrysopodes*: ca. 42 spp.). Further descriptions of other species of these and other genera will allow us to make comparative studies that will advance the systematics of Neotropical Chrysopidae.

4. Conclusions

The number of genera and species of green lacewings found in only one relatively small region substantially corroborates the large biodiversity attributed to Brazil's Atlantic Rainforest. The fact that most species found were previously unreported from this ecosystem, and that many species are probably new, also confirms previous conclusions from other surveys, i.e., the Neotropical lacewing fauna is still very poorly known. Our future studies, which will encompass other remnants of Atlantic forest, will give us a better understanding of the green lacewing diversity in this ecosystem, as well as of its importance as a repository of species with potential as biological control agents for agriculture.

5. References cited

Adams, P.A. & N.D. Penny. 1985. Neuroptera of the Amazon Basin: Part 11a. Introduction and Chrysopini. Acta Amazonica 15: 413-479.

Albuquerque, G.S., C.A. Tauber & M.J. Tauber. 2001. *Chrysoperla externa* and *Ceraeochrysa* spp.: potential for biological control in the New World tropics and subtropics, p. 408-423. In: P. McEwen, T. New & A.E. Whittington (eds.) Lacewings in the crop environment. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

Brooks, S.J. & P.C. Barnard. 1990. The green lacewings of the world: a generic review (Neuroptera: Chrysopidae). Bull. Br. Mus. nat. Hist. (Entomol.) 59: 117-286.

CIMA, 1991. Relatório da Comissão Interministerial sobre desenvolvimento e meio ambiente. Brasília, DF.

de Freitas, S. & N.D. Penny. 2001. The green lacewings (Neuroptera: Chrysopidae) of Brazilian agro-ecosystems. Proc. Cal. Acad. Sci. 52: 245-395.

Díaz-Aranda, L.M., V.J. Monserrat & C.A. Tauber. 2001. Recognition of early stages of Chrysopidae, p. 60-81. In: P. McEwen, T. New & A.E. Whittington (eds.) Lacewings in the crop environment. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

Silva, P.S., G.S. Albuquerque, C.A. Tauber & M.J. Tauber. (in prep.). Life history and larval stages of *Chrysopodes* (*C.*) *lineafrons* Adams & Penny (Neuroptera: Chrysopidae).

Tauber, C.A., M.J. Tauber & G.S. Albuquerque. 2001. *Plesiochrysa brasiliensis* (Neuroptera: Chrysopidae): larval stages, biology, and taxonomic relationships. Ann. Entomol. Soc. Am. 94: 858-865.

Winterton, S.L. & S.J. Brooks. 2002. Phylogeny of the apochrysine green lacewings (Neuroptera: Chrysopidae: Apochrysinae). Ann. Entomol. Soc. Am. 95: 16-28.

Analise comparativa de duas áreas reflorestadas com diferentes graus de impactação, utilizando-se a comunidade de formigas.

GODOY, B.S.[1]; SIMÕES, D.A.[1]; SILVA, A.C.[1];HORTA, M.A.P.[1] & BORGES, M.A.Z.[1]

[1] Laboratório de estudos em Invertebrados, Centro Universitário do Leste de Minas Gerais - UnilesteMG, Av. Tancredo Neves, 3500, Bairro Universitário, CEP 35170-056, Coronel Fabriciano–MG (b_spacek@yahoo.com.br).

1. Introdução

A fragmentação de habitats caracteriza-se como o maior perturbador do funcionamento de ecossistemas e ocasiona a perda da biodiversidade em escala mundial (Saunders et al. 1991; Vitousek 1994). A fragmentação de ambientes florestais promove a extinção local de espécies, o severo declínio de populações e interrompe processos ecológicos importantes como polinização e dispersão de frutos (Estades 1994; Willson et al. 1994; Sieving et al. 1996; Cornelius et al. 2000). Este fenômeno é aumentado pela atividade humana (Sanderson 1997) e apresenta a formação de um complexo mosaico, composto por habitats naturais, seminaturais e ambientes antrópicos (Goehring et al. 2002).

Em resposta a redução de habitats naturais muitas ações vêm sendo tomadas, como a construção de reservas de patrimônio natural e projetos de reflorestamentos para construção de áreas de preservação. As áreas de replantio apresentam problemas, como a ausência de muitas espécies de animais e plantas que antes habitavam tais localidades, que muitas vezes promovem processos ecológicos importantes, proporcionando ambientes não auto-sustentáveis. Muitos destes processos são mediados por artrópodes (principalmente

insetos), como ciclagem de nutrientes e polinização (Jennersten 1998; Aizen e Feinsinger 1994 a,b; Didham et al. 1996). Apesar da redução do habitat destes mesmos insetos, pequenos fragmentos (10^{-1} a 10^{2} ha) conseguem sustentar a diversidade de muitos taxas de artrópodes (Daily e Ehrlich 1995,1996; Ozenne et al. 2000).

Com o fantástico aumento da destruição dos biomas naturais as distâncias entre os fragmentos tem se tornado um determinante critico se uma espécie irá sobreviver ou perecer. Para os organismos interagirem com seu habitat é necessário que o mesmo se movimente. Este movimento proporciona a ele uma distância de dispersão, que é de vital importância para a diversidade genética, sustentabilidade de populações e conservação de habitats (Malanson e Cairns 1997; Doak et al. 1992; Jonhson et al. 1992). A dispersão proporciona a ocupação de territórios semelhantes a seu habitat natural por organismos que normalmente não ocupam tais localidades.

O objetivo do presente trabalho foi verificar duas hipóteses: a primeira diz respeito se a proximidade de áreas nativas de preservação do bioma de mata Atlântica irá influenciar na recolonização de artrópodes em locais que foram submetidos a reflorestamento com plantas nativas deste mesmo bioma. A Segunda hipótese é comparar as duas áreas reflorestadas utilizando-se a comunidade de formigas para analisar os diferentes graus de impactação as quais estão submetidas.

2. Métodos

Foram selecionadas duas localidades que ficam no entorno do Parque estadual do Rio Doce, localizado no trecho médio da bacia do Rio Doce em Minas Gerais. Com 36000 há, conserva o maior trecho contínuo de mata Atlântica do estado. Estas áreas foram escolhidas pela proximidade com o parque, idade do reflorestamento, tamanho do fragmento e grau de impactação do local. O fragmento mais próximo está a cerca de 50 metros de distancia do parque, o seu replantio se deu há 15 anos e possui uma área de cerca de 3 ha, sendo denominado de F1. O outro fragmento está a 1 Km de distancia, com idade de 25 anos e com área também de 3 ha, aqui chamado de F2. Nessas localidades foram amostradas as comunidades de formigas que habitam o solo, através da utilização de 10 armadilhas do tipo pitfall em cada fragmento dividido em 2 transectos, onde cada armadilha fica separada por uma distância mínima de 5 metros. Os pitfalls permaneceram em campo por 24 horas. A identificação de todos os espécimes se deu até o nível de gênero por meio de chaves taxonômicas especializadas. Para examinar a riqueza de formigas, foram utilizados os índices de Shannon, que após foram submetidos ao teste T de Student para averiguar as semelhanças dos valores. Através do índice de Simpson pode-se avaliar a dominância que algumas espécies possuíam sobre a comunidade e o teste de similaridade de Jacard foi usado a fim de poder observar a semelhança das comunidades. Todos os índices foram executados através do programa Bio-Dap.

3. Resultados

Foram registrados os seguintes gêneros de *formicidae*: F1: *Odontomachus* (7 espécies), *Solenopsis* (1 espécie), *Pheidole* (5 espécies), *Dolochoderus* (1espécie), *Brachymyrmax* (3 espécies), *Planoleps* (3 espécies), *Leptotorax* (1 espécie). F2: *Crematogaster* (1 espécie), *Atta* (2 espécies), *Pheidole* (3espécies), *Odontomachus* (4 espécies), *Solenopsis* (1 espécie), *Dolochoderus* (2 espécies). O fragmento F1 apresentou 7 gêneros e 21 espécies já o fragmento F2 apresentou 6 gêneros e 13 espécies.

Os valores observados nos índices de Shannon foram de 2,87 para morfoespécies de formigas no fragmento próximo ao parque e 2,38 no outro fragmento. Tais valores diferiram significativamente, com valores de $P < 0,001$ ($t=3,896$, $df=35,373$). O índice de Simpson para F1 foi de 0,048 e em F2 de 0,067. Com relação a similaridade de Jacard o valor mensurado é de 0,214. Estes índices demonstram uma diferença significativa entre as duas áreas amostradas, provavelmente ocasionadas pela distância com o parque e os diferentes níveis de impactação da localidade.

4. Conclusão

Percebe-se uma diferença entre as duas áreas estudas em relação à composição das espécies de formigas encontradas. No caso do teste T sobre os índices de Shannon e pelo teste de similaridade de Jacard, verificou-se uma diferença significante em relação aos dois fragmentos com as comunidades de F1 e F2.

De acordo com os resultados encontrados observou-se que o fragmento próximo a reserva de mata nativa apresentou uma maior diversidade e uma menor dominância de espécies dentro da comunidade. Este padrão pode ter sido promovido pela proximidade com o parque, permitindo assim que os organismos não necessitem percorrer grandes distâncias a fim de atingir um habitat favorável a seu estabelecimento. Assim, os dados indicam que a proximidade com áreas de preservação auxiliam na recolonização, por parte da comunidade de insetos, em locais de pequeno porte que foram submetidos a processos de reflorestamento. Futuros trabalhos devem enfocar, entretanto, um melhor entendimento desse padrão, a fim de facilitar a construção de pequenas localidades com finalidade de preservação. Entendo-se melhor esses mecanismos os planos de instalação e manejo de habitats naturais podem ser mais bem estruturados criando comunidades de flora e fauna mais estáveis.

5. Referências Bibliográficas

GOEHRING, D., M, DAYLY, G., C. & SEKERÇIOGLU, Ç.,H., 2002. Distribution of ground-dwelling arthropods in tropical countryside habitats. Journal of Insect Conservation 6: 83-91.

BARBOSA, M., MARQUET, P., A. 2002. Effects of forest fragmentation on the beetle assemblage at the relict forest of Fray Jorge, Chile. Oecologia 132: 296-306.

BORROR, D., J., DELONG, D., M. 1964 Introdução ao estudo dos insetos. Harcourt Brace College Publishers, 875 pp.

WILSON, E., O. 1987. The little things that run the world: The importance and conservation of invertebrates. Conservation Biology 1: 344-346.

KLEIN, B., C. 1989. The effects of fragmentation on dung and carrion beetle (Scarabaeinae) communites in central Amazonia. Ecology 70: 1715-1725.

(Acknowledgments: we would like to thank Norman D. Penny, for his help in the identification of adult specimens; Ederaldo A. Silva, for his invaluable assistance on capturing lacewings in the forest; and to the graduate students Patrícia S. Silva, Cristiano F. Schwertner, Euzileni Mantoanelli, and Rodrigo R. Moraes for their help collecting in the field and rearing in the laboratory)

(Funding agencies: CNPq, National Geographic Society, National Science Foundation)

Ocorrência de *Felis trigrinus* na dieta de *Puma concolor* na região da Serra da Mantiqueira, São Francisco Xavier, distrito de São José dos Campos – SP

Gustavo Soares Leão [a], Daniell Nunes Alves Villar [b], Ruy Aguiar de Camargo [a], Alberto Resende Monteiro [c] & Marilene Mesquita Silva [d].

[a] Universidade do Vale do Paraíba, Centro de Estudos da Natureza (gsleao2003@yahoo.com.br);

[b] Biólogo pela Universidade do Vale do Paraíba;

[c] Universidade do Vale do Paraíba – Univap – Instituto de Pesquisa e Desenvolvimento e Centro de Estudos da Natureza;

[d] Mestre em Ecologia pela Universidade Nacional de Brasília - UNB

1. Introdução

A área de estudo está situada em São Francisco Xavier, distrito do município de São José dos Campos, na região do Vale do Paraíba e localizada na Serra da Mantiqueira (23º 12'S, 45º 52'W), no estado de São Paulo, apresentando uma área de aproximadamente 10 mil hectares de remanescentes florestais de Mata Atlântica, dividida em diversas propriedades particulares e localizada nas partes mais altas da Serra da Mantiqueira , variando de 800 a 2000 m de altitude.

O distrito de São Francisco Xavier faz parte da Área de Proteção Ambiental (APA) do Rio Paraíba do Sul (Decreto Federal n.º 87651-1979) que inclui todos os tributários do rio e também da Área de Proteção Ambiental (APA) da Mantiqueira (Lei Municipal 4212/92) e esta também inserida na Reserva da Biosfera da

Mata Atlântica – Zona de Transição (UNESCO 1998).

O clima da região é classificado, segundo Köppen, como Tropical Mesotérmico Brando Úmido, com a temperatura anual média de 17,5º C. A precipitação pluviométrica média anual é de 1250 mm, com uma umidade relativa do ar de 77% , sendo a precipitação média do mês mais chuvoso (janeiro) de 450 mm, e do mês mais seco (agosto) de 120 mm .

O presente trabalho tem como objetivo relatar a ocorrência de *Felis tigrinus* na dieta de *Puma concolor*, informação não relatada no Brasil segundo bibliografia consultada. Além disso, estes dados fazem parte de um projeto que visa a identificação das espécies de felinos da região, utilizando a coleta e análise de vestígios encontrados na área.

O processamento e análise do material escatológico (fezes), é utilizado tanto para a identificação da preza quanto para a identificação do predador, contudo é necessário a observação e registro dos rastro que possivelmente possam ser encontrados, não só da família a ser estudada, como também dos animais que são considerados como potenciais presas.

2. Metodologia

A amostra do material escatológico encontrado, foi medida (diâmetro e comprimento) e armazenada em formol 4% para que fosse conservada até a análise. Já em laboratório, o material passou pelo processo de aquecimento (até 100ºC), utilizando Bico de Busen, Tela de Amianto e Bécker, onde, posteriormente, o material foi sedimentado e filtrado.

Após ter separado os ossos e garras encontrados durante o processo, o mesmo foi novamente fervido e lavado para que houvesse uma melhor definição das partes encontradas, em seguida, estas foram encaminhadas até a coleção de referência da Universidade do Vale do Paraíba - Univap, onde houve uma comparação com demais espécies.

A identificação do animal que a produziu foi realizada através do registro em fotografia dos rastros encontrados próximo ao local de coleta e utilizando o método com gesso odontológico para a retirada do molde da pata.

A confirmação da espécie foi baseada na bibliografia especializada e na experiência de campo.

3. Resultados e Discussão

Com análise dos rastros, o conteúdo escatológico encontrado pertence a espécie *Puma concolor*, espécie presente na região como já foi constatado em outras observações durante o trabalho. Com relação a espécie presente no conteúdo escatológico, esta foi identificado, após o processo de análise em laboratório, como *Felis tigrinus.*

De acordo com (GOLDMAN, 1946; JOHSON, 1988) a onça-parda, originalmente é um dos mamíferos com a mais ampla distribuição geográfica e a espécie é altamente adaptável a uma grande variedade de ambientes e climas, sua dieta é composta por mamíferos, aves, répteis e invertebrados. Animais adultos como a anta (*Tapirus terrestris*), bovinos e eqüinos, dificilmente são atacados, mas o mesmo já não acontece com seus filhotes. O que caracteriza estes predadores como oportunistas (LEITE, 2000)

Segundo Haemig (*et al., 2003*), foi constatado a presença de jaguatirica (*Leopardus pardalis*) na dieta de onça-pintada (*Panthera onca*) em estudos realizados na região da Venezuela e na Costa Rica.

Contudo, estudos realizados no Brasil (CULEEN, JR 1997; CRAWSHAW JR., 1995 e LEITE, 2000) não constatam a presença de pequenos felinos na dieta de onça-pintada e onça-parda.

4. Conclusão

A predação de gato-do-mato por puma observada na região é fato pouco conhecido segundo a literatura, podendo esta ocorrência estar associada ao fato dos felinos serem animais oportunistas e também devido a área apresentar certo grau de perturbação.

Para conclusões mais efetivas são necessários estudos mais detalhados sobre as espécies e seus habitats.

5. Referências Bibliográficas

. CRAWSHAW JR, P. G. Comparative Ecology of Ocelot (*Felis pardalis*) and Jaguar (*Panthera ncoa*) in a Protected Subtropical Forest in Brazil and Argentina. Florida, 1995. 194f Tese (Ph.D). Universidade de Florida

. CULEEN JR, L. Huting in Atlantic Forest and Biodiversity Fragments, São Paulo, Brasil. Florida, 1997. 134f Tese (Mestrado) Universidade de Florida

. GOLDMAN, E. A. 1946. Classification of the races of the puma. Yong & Goldman editors: The Puma, mysterious american cat. American Wildlife Institute, Washington.

. HAEMIG, P. D. 2003. A Onça pintada e o Puma Simpatricos. In site: ECOLOGY. INFO

. JONHSON, W. E. 1988. The ecology of the puma. On file, The National Geographic Society, Washington.

. LEITE, M.R.P. Relação entre a Onça-pintada, Onça-parda e Moradores Locais em Três Unidades de Conservação da Floresta Atlântica do Estado do Paraná. Curitiba, 2000. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Área de Concentração em Conservação da Natureza, Universidade Federal do Paraná.

Agradecimentos: (Sr. Walter Cerigatto - Reserva e Fazenda Mandala e; Kodak Brasileira Comércio e Indústria LTDA; Anglo Cassiano Ricardo – Unid. São José dos Campos / SP).

Parasitismo por *hannemania* sp. (acarina: trombiculidae) em *hylodes phyllodes* (anura, leptodactylidae) em uma área de mata Atlântica na Ilha, RJ, Brasil.

Hatano, Fabio[1]; Gettinger, Donald[2]; Rocha, Carlos F. D[1].; Van Sluys, Monique[1].

[1]Setor de Ecologia, DBAV, UERJ Rua São Francisco Xavier 524, 20550-013, RJ, Brasil. fhatano@ig.com.br

[2]Manter Laboratory of Parasitology, University of Nebraska, Lincoln, NE, USA. donaldg@alltel.net

1. Introdução

O gênero *Hannemania* Oudemans 1911 (Acari: Trombiculidae) ocorre no Ocidente e está associado à algumas espécies de anuros e de salamandras (Classe Amphibia) (Hyland, 1961; Duszynski e Jones, 1973; Mcallister, 1991; Mcallister *et al*., 1995; Jung *et al*., 2001). As larvas destes ácaros parasitam os tegumentos do hospedeiro, invadindo os tecidos epidérmicos e formando nódulos intradermais. As outras fases de desenvolvimento (a ninfa, o adulto e o ovo) são de vida livre, e ficam, em geral, no solo (Ewing, 1944).

Na população de *Hylodes phyllodes* Heyer & Cocroft, 1986 (Amphibia, Anura), recentemente descoberta na Ilha Grande, RJ (Rocha *et al.*, 1997), foi observada a infestação por larvas do gênero *Hannemania*. No presente estudo, apresentamos as primeiras informações sobre as taxas de infestação do ácaro *Hannemania* sp. em *H. phyllodes* e destacamos as regiões do corpo do hospedeiro mais utilizadas pelo parasita.

2. Métodos

O estudo foi realizado em uma área de mata atlântica na região da Vila Dois Rios na Ilha Grande (23º11'S,44º12'W), Estado do Rio de Janeiro, Brasil. A Ilha Grande é coberta por mata atlântica com diferentes níveis de regeneração devido a distúrbios causados por atividades humanas ao longo dos últimos séculos, com alguns remanescentes de floresta. A pluviosidade anual na área é de aproximadamente 2200mm (Central nuclear de Angra - NUCLEN) e a média anual da temperatura é de aproximadamente 22,5º C.

Coletamos indivíduos de *Hylodes phyllodes* ao longo de quatro riachos, durante o período de janeiro de 1997 a abril de 2003. No laboratório, os anuros foram medidos e examinados sob um microscópio estereoscópico para observar a presença de ácaros. Algumas larvas montadas em meio de Hoyer e examinadas em microscópio para identificação. Os ácaros foram contados e o microhabitat do corpo do hospedeiro onde se encontravam registrado.

Foram calculadas a prevalência, a intensidade média de infestação e a abundância média segundo Bush *et al* (1997).

3. Resultados

No total foram coletados 49 indivíduos de *Hylodes phyllodes* na mata atlântica da Ilha Grande. A prevalência de *Hannemania* sp. na população hospedeira foi de 89,8 % . A intensidade média de infestação foi de 48,2 (± 44,6) e a abundância média foi de 42,3 (± 44,7).

As regiões do corpo do hospedeiro mais utilizadas pelas larvas foram: a parte dorsal da perna (31,2 %), a lateral do corpo (27,2 %) e a região dorsal (20,3 %).

3. Discussão

No presente estudo, a prevalência, a abundância e a intensidade do ácaro na população de anfíbios hospedeiros foram elevadas, corroborando estudos anteriores (Jung *et al.*, 2001; Goldberg *et al.*, 2002). Em Duszynski e Jones (1973) também foram encontradas altas taxas de infestação por larvas de *Hannemania* em indivíduos de anuros associados à habitats de substrato pedregoso, como os utilizados por *H. phyllodes.* É possível que as fases da vida dos ácaros que não são parasitárias encontrem condições ambientais melhores no interior destes riachos pedregosos do que no chão da mata. Futuros estudos poderiam ser realizados para detectar diferenças na densidade destes ácaros de vida livre, como coletas utilizando aspirador entomológico dentro e fora dos córregos e riachos.

Uma das regiões mais infestadas foram os membros posteriores, particularmente nas coxas, resultado semelhante foi encontrado em *Rana berlandieri* (Jung *et al*., 2001). Alguns autores têm sugeridos que ectoparasitas preferem áreas distintas no corpo do seu hospedeiro que lhe conferem as condições fisicoquímicas ideais para o seu desenvolvimento (Rey, 1991). As partes menos utilizadas foram as de maior atrito contra o substrato (*e.g.* partes ventrais das mãos e dos pés), onde há maior dificuldade de fixação e permanência das larvas.

5. Bibliografia

Bush, A. O., Lafferty, K. D., Lotz, J. M., Shostak, A. W., 1997. - Parasitology meets ecology on its ows terms: Margolis *et al* revisited. *J. Parasitol.*, 83(4): 575-583.

Duszynski, D. W. , Jones, K. L.. 1973. The occurrence of intradermal mites, *Hannemania* spp. (Acarina: Trombiculidae), in anurans in New Mexico with a histological description of the tissue capsule. Internation Journal for Parasitology 3: 531-538.

Ewing, H.E. 1926. The life history and biology of the tree-toad chigger, *Trombicula hylae*. Annals of the entomological society of America. 19 (3) 261-267.

Goldberg, S.R., Wrenn, W. Bursey, C.R. 2002. *Bufo mazatlanensis* and *Rana tarahumarae*. Ectoparasites. Herpetological Review. 33 (4) : 301-302.

Hyland, K. E. 1961. Parasitic phase of chigger mite, *Hannemania hegeneri*, on experimentally infested amphibians. Experimental Parasitology 11: 212-225.

Jung, R.E., Shannon Claeson, J., Wallace, E., Welbourn, W.C. 2001. *Eleutherodactylus Guttilatus, Bufo punctatus, Hyla arenicolor* and *Rana berlandieri*: Mite infestation. Herpetological Review. 32 (1) : 33-34.

McAllister, C. T. 1991. Protozoan, helminth, and arthropod parasites of the spotted chorus frog, *Pseudacris clarkii* (Anura: Hylidae) from north-central Texas. J. Helminthol. Soc. Wash. 58: 51-56.

McAllister, C. T., Trauth, S. E., Bursey, C. R.. 1995. Metazoan parasites of the graybelly salamander *Eurycea multiplicata griseogaster* (Caudata: Plethodontidae), from Arkansas. J. Helmithol. Soc. Wash. 62: 70-73.

Rey, L. 1991. Conceito ecológico e bioquímico de parasitismo. *In:* L. Rey. Parasitologia: parasitas e doenças parasitárias do homem nas Américas e na África. 2ª ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro. Pp. 38 - 52.

Rocha, C. F. D.; Van Sluys, M., Hatano, F. H. 1997. *Hylodes phyllodes* (Leaf frog): Geographic Distribution. Herpetological Review. 28 (4) : 208.

Caracterização fisionômica e estrutural das bordas de um remanescente de Mata Atlântica em Igarassu - PE, sob influência de duas diferentes matrizes

Henrique Costa Hermenegildo da Silva[a]; Ana Carolina Borges Lins e Silva[b],
Maria Jesus Nogueira Rodal[b] & Maria da Gloria Abage de Lima[c]
[a]Programa de Pós-graduação em Botânica, UFRPE (hchermenegildo@hotmail.com),
[b]Departamento de Biologia, UFRPE, [c] Departamento de Física e Matemática, UFRPE.

1. Introdução

A Mata Atlântica situa-se na costa brasileira, do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul (Rizzini, 1997) e atualmente apresenta uma área menor que 10 % de cobertura vegetal em relação à original (Câmara, 1991). No nordeste, muitos fragmentos florestais encontram-se isolados, circundados por monocultivo de cana-de-açúcar (Ranta et al., 1998.).

A fragmentação da Mata Atlântica tem levado as regiões marginais dos remanescentes ao que se tem chamado de "efeito de borda" (Murcia 1995). As bordas florestais constituem ecótonos, ou seja, zonas de transição entre dois ecossistemas, e são acompanhadas por algumas alterações fisionômicas e estruturais devido a maior exposição a alta luminosidade, altas temperaturas, baixa umidade e ventos intensos (Matlak, 1993; Báldi, 1999; Laurance et al., 2001). Estas variações fisionômicas, estruturais e microclimáticas têm sido verificadas até uma distância de 50m do limite florestal, em florestas tropicais (Williams-Linera, 1990; Matlak, 1993; Oosterhorn & Kappelle, 2000).

O presente trabalho tem por objetivo caracterizar fisionômica e estruturalmente as bordas de um fragmento de Floresta Tropical Atlântica sob duas condições de matriz, uma limitada por uma estrada e outra limitada por um monocultivo de cana-de-açúcar.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

A Mata da Usina São José é uma reserva ecológica localizada no município de Igarassu, Pernambuco, (7º50'20'' S e 35º00'10'' W) com área total de 298,78 ha, protegida pela Lei Estadual 9.989/87 (FIDEM, 1987). A vegetação é um remanescente de floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (IBGE, 1992). Encontra-se em bom estado de conservação, com 52% de sua área total bem preservada. A forma predominante de uso da terra no entorno é agricultura intensiva da cana de açúcar (SECTMA, 2001). O clima na área é tropical quente e úmido (As' de Köppen), com concentração das chuvas entre abril e agosto e precipitação média anual de 2000 mm.

2.2. Metodologia

Foram utilizadas fotografias aéreas da área (FIDEM, 1993) para a seleção da área estudada e instalação das unidades de amostragem permanentes, onde definiram-se duas condições: borda da mata em contato com uma estrada que atravessa o fragmento, aqui chamada de borda interna, onde instalaram-se três transectos estendidos ao interior com 100m de comprimento por 10m de largura, sendo a cada 10m do transecto, demarcadas divisões, formando 10 parcelas de 10x10m; e borda da mata em contato com canavial (borda externa), onde foram instalados outros dois transectos.

A amostragem foi executada segundo a proposta de Oosterhoorn & Kappelle (2000), com algumas modificações, sendo amostrados os indivíduos mortos ou vivos de pé com circunferência à altura do peito (CAP) ³ 15cm. Os indivíduos foram tiveram sua altura e CAP medidos, e ramos férteis ou estéreis coletados para posterior identificação e inserção no herbário PEUFR da UFRPE. As lianas que atendiam ao critério de inclusão em circunferência foram amostradas, porém não identificadas.

Para verificar a existência de diferenças ao distanciar-se do limite florestal, em cada condição (borda interna e borda externa),

as distâncias da borda foram consideradas como posições (10m, 20m,..., 100m). Portanto, em cada posição de borda interna tem-se três repetições e, na borda externa, tem-se duas repetições.

Posteriormente, foram instaladas sub-amostras de 5 x 5m nas parcelas ao longo do transecto, visando estudar a vegetação de sub-bosque (indivíduos lenhosos com 3cm £ CAP £ 14,99cm).

O pacote estatístico FITOPAC foi utilizado para obtenção dos valores de importância de cada espécie, a densidade e dominância (área basal) total, além do valor médio para altura e diâmetro em cada posição.

A ANOVA do pacote SAS, utilizada para verificar diferenças entre posições de uma mesma condição, e entre as duas condições de borda, utilizou as variáveis número de indivíduos, altura média e diâmetro médio. O teste Mann-Whitney foi aplicado para a variável área basal, porque não apresenta distribuição normal em seus dados.

3. Resultados

3.1. Borda interna

Foram registrados 507 indivíduos em 0,3ha, correspondendo a 1690 indivíduos/ ha, com altura média de 11,25m ± 3,980m, máxima de 26m e mínima de 2m. A área basal registrada foi de 55,118 m^2/ ha. Registraram-se 93 espécies/ morfoespécies, distribuídas em 32 famílias botânicas. As espécies de maior valor de importância (VI) foram *Cupania racemosa* (Vell.) Radlk, representada por apenas três indivíduos, seguida por *Parkia pendula* Aublet, com sete indivíduos. A espécie mais freqüente foi *Pogonophora schomburgkiana* Miers ex Benth, com 27 indivíduos. Os indivíduos mortos de pé e as lianas estiveram bem representados na área estudada, ocupando a terceira e quarta posição, respectivamente, em importância. Nesta condição de borda, foram registradas 42 lianas e 34 indivíduos mortos de pé.

No sub-bosque da borda interna, amostraram-se 315 indivíduos em 0,075ha (4200 ind./ ha), distribuídos em 74 espécies, em 28 famílias botânicas, com altura media de 2.51m e área basal de 1,515 m^2/ ha. As espécies de maior VI foram *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. e *Aspidosperma discolor* A.DC., com 23 indivíduos cada. As espécies que seguem em valor de importância são, *P. schomburgkiana* Miers ex Benth., com 19 indivíduos e uma espécie de Myrtaceae não identificada com 20 indivíduos. Foram registrados nove indivíduos mortos de pé neste componente.

3.1. Borda externa

Na borda externa, foram amostrados 163 indivíduos em 0,2ha (815/ ha). A Altura media registrada foi 9,33m, com máxima de 19m e mínima de 2m e área basal de 19,747 m^2/ ha. Registraram-se 53 espécies/ morfoespécies, distribuídas em 30 famílias botânicas. As cinco espécies que apresentaram o maior valor de importância foram *Tapirira guianensis* Aublet, *P. pendula* Aublet, *Protium giganteum* Engl, *Sclerolobium densiflorum* Benth e *Ocotea glomerata* (Ness) Mez, A. *T. guianensis* foi a espécie com o maior número de indivíduos (14), seguida por *P. giganteum* Engl, com 12. Todas as demais espécies apresentaram um número menor que 10 indivíduos. Na borda externa, amostraram-se nove lianas e cinco indivíduos mortos de pé.

Nesta condição de borda, registraram-se 316 indivíduos no sub-bosque, em 0,05ha (6320 ind. /ha) com altura média de 2,59m e área basal de 1,969 m^2/ ha. Registraram-se 73 espécies, distribuídas em 28 famílias botânicas. A espécie com maior VI e maior número de indivíduos foi *Eschweilera ovata*, com 34 plantas, seguida em VI por *Helicostylis tomentosa* (Poepp.& Endler) Rusby, *P. schomburgkiana* Miers ex Benth. e *A. discolor* A.DC.. Nesta condição de borda foi registrado apenas um indivíduo morto de pé.

3.4. Fisionomia e estrutura na duas condições de borda

Confirmou-se, a partir das análises estatísticas, que as duas condições de borda são diferentes quanto ao estrato arbóreo, a partir das variáveis número de indivíduos (p £ 0,0001), menor na borda externa, altura média (p £ 0,0005), maior na borda interna, e área basal (p £ 0,0153), maior na borda interna. No sub-bosque, houve diferença significativa apenas em número de indivíduos (p £ 0,0042), maior na borda externa.

Ao longo dos 100m de borda, confirmou-se que há uma diferença entre as distâncias 10 e 100m para densidade de indivíduos (p £ 0,05) no estrato arbóreo, menor na primeira distância da borda interna. No sub-bosque, registraram-se diferenças na altura média (p £ 0,05) na borda interna, entre a distância 10 em relação a 50, 60, 70 e 100m, sendo menor na distância inicial em relação às demais.

4. Discussão

O conjunto de dados sugere que o efeito de borda atua de forma mais intensa na borda externa e que a estrada que atravessa o fragmento de floresta pode não ser larga o suficiente para causar um efeito tão forte na vegetação arbórea e de sub-bosque. Fox *et al*. (1997) observaram que níveis de distúrbio podem determinar largura de borda, pois encontraram bordas mais estreitas em fragmentos florestais menos perturbados.

Murcia (1995), Fox et al. (1997), Sizer & Tanner (1999) e Oosterhoorn & Kappelle (2000), a densidade de indivíduos arbóreos de maior dominância é maior no interior florestal, enquanto que na borda predominam indivíduos mais finos e que ocorrem em densidades mais elevadas. Evidentemente, *Eschweilera ovata* é uma espécie de grande relevância neste processo, haja vista sua densidade no sub-bosque, principalmente na borda externa, em relação ao estrato arbóreo, no qual registraram-se apenas 10 indivíduos. Outras espécies que demonstraram grande relevância na regeneração da borda externa foram *P. schomburgkiana* e *A. discolor*.

A maior altura média na borda interna deve-se principalmente a concentração de indivíduos de grande porte nesta área, dentre os quais podem-se citar *Clarisia racemosa*, *Eriotheca crenulaticalyx*, *Ficus* sp., *Sclerolobium densiflorum*, *Eschweilera ovata* e *Parkia pendula*, todos chegando a uma altura superior a 24m. Estes mesmos indivíduos são responsáveis pela elevada área basal registrada, devido ao seu porte, haja vista que apenas um indivíduo de *C. racemosa* apresentou uma circunferência de 200cm.

5. Conclusão

A partir dos resultados obtidos neste estudo na Mata da Usina São José, conclui-se que, dos quase 300ha do fragmento, parte estaria comprometida pelo efeito de borda da matriz canavial, por todo seu perímetro e, de maneira menos acentuada, ao longo da estrada que atravessa a floresta. As bordas da floresta estão em constante processo de cicatrização, apresentando intensa regeneração de espécies arbóreas no sub-bosque.

6. Referências bibliográficas

BÁLDI, A. (1999). Microclimate and vegetation edge effects in a reedbed in Hungary. *Biodiversiry and Conservation.* 8: 1697-1706.

CAMARA, I. de G. (1992). *Plano de Ação para a Mata Atlântica.* São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica. 152. p.

FIDEM. (1987). *Reservas Ecológicas*. Recife: FIDEM. 108 p.

FIDEM. (1993). *Monitoramento das Reservas Ecológicas da Região Metropolitana do Recife*. Recife.

FOX, B. J.; TAYLOR, J. E.; FOX, M. D. & WILLIAMS, C. (1997). Vegetation changes across edges of rainforest remnants. *Biological Conservation*. 82: 1-13.

IBGE. (1992). *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro: IBGE. Série Manuais Técnicos em Geociências. (1): 92.

LAURANCE, W. F.; DIDHAM, R. K. & POWER, M. E. (2001). Ecological boundaries: a search for syntesis. *Trends in Ecology and Evolution*. 16: 70-71.

MATLAK, G. R. (1993). Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation.* 66: 185-194.

MURCIA, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution.* 10: 58-62.

OOSTERHOONRN, M. & KAPPELLE, M. (2000).Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. *Forest Ecology and Management.* n. 126: 291-307.

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELÄ, J.; JOENSUU, E. & SIITONEN, M. (1998). The fragmented Atlantic rain forest of

Brazil: size, shape and distribution of Forest fragments. *Biodiversity and Conservation*. 7: 385-403.
RIZZINI, C. T. (1997). *Tratado de Fitogeografia do Brasil*. 2. ed. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural, 747 p.
SHEPHERD, G. J. (1995). *FITOPAC I*: Manual do Usuário. Campinas: Universidade Estadual de Campinas/ Departamento de Botânica.
SIZER, N. & TANNER, E. V. (1999). Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazônia. *Biological Conservation*. 91: 135-142.
WILLIAMS-LINERA, G. (1990). Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology*. 78: 356-373.

Estrutura de uma comunidade arbustiva fechada na Restinga da Marambaia – RJ

Henrique Machado Dias [abd], Dorothy Sue Dunn de Araujo [a] & Alexandre Loureiro Almeida [c]
[a] Laboratório de Ecologia Vegetal – UFRJ, [b] parte da monografia de bacharelado do primeiro autor, [c] docente da Escola de Biologia do Centro Universitário da Cidade, [d] e-mail: henridias@yahoo.com.br

1. Introdução

A diversidade de hábitats faz das restingas brasileiras, um dos mais complexos ecossistemas existentes. Essa característica, que por um lado lhes confere especial interesse e valor, é em parte, responsável por sua fragilidade e extrema susceptibilidade as perturbações causadas pelo homem (Araujo & Lacerda, 1987).

A flora do Estado do Rio de Janeiro é uma das mais bem levantadas em toda a costa brasileira, resultados de levantamentos feitos nos últimos 30 anos, por pesquisadores de diversas instituições (Museu Nacional, Jardim Botânico do Rio de Janeiro e Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente).A listagem florística para as restingas fluminenses contém 1005 espécies, 479 gêneros e 112 famílias (Araujo 2000).

Os estudos botânicos e ecológicos têm dado maior ênfase ao litoral norte. Em levantamento feito por Araujo (2000), a intensidade de coleta no Estado do Rio de Janeiro é maior em Macaé e Cabo Frio (37% e 26%, das exsicatas, respectivamente) do que no litoral ao sul, onde as restingas da Reserva Biológica da Praia do Sul, Marambaia e Grumarí, 5,7%, 3,2% e 2,9% de exsicatas levantadas, respectivamente. Assim fica clara a necessidade de concentrar esforços nos estudos desta região.

Ao longo do litoral do Estado do Rio de Janeiro, a restinga da Marambaia constitui um dos últimos refúgios para a fauna e a flora de restinga (Menezes, 1996). O seu bom estado de conservação está ligado certamente, à presença de instalações militares em toda a sua extensão, na qual, coíbem a caça, a retirada de madeira e areia, e principalmente a especulação imobiliária.

Nas restingas do Estado do Rio de Janeiro as comunidades praianas, as organizadas em moitas, e as matas, tem sido considerados com maior ênfase nos estudos estruturais de vegetação, do que as comunidades arbustivas fechadas. O único trabalho estrutural que se tem conhecimento até hoje é o de Pereira *et al.* (2001) na restinga de Maricá.

Este trabalho tem por objetivos descrever a estrutura de uma vegetação arbustiva fechada da restinga da Marambaia, localizada em cima de uma duna.

2. Métodos

A restinga da Marambaia localiza-se em parte na zona oeste da cidade do Rio de Janeiro e nos municípios de Itaguaí e Mangaratiba, na região sul do Estado. É formada por uma estreita faixa arenosa com aproximadamente 40 quilômetros de comprimento no sentido W-E, emergindo poucos metros acima do nível médio da maré alta, exceto onde é coberta por dunas, algumas com até 30 metros de altura (Menezes, 1996).

De acordo com dados obtidos através da estação meteorológica da Marambaia do período de 1984 a 1995, a temperatura média anual atinge 23,6 °C, sendo o mês de fevereiro mais quente com temperatura média de 26,7 °C e julho, o mais frio, com temperatura média de 21,0 °C. A precipitação média anual é de 1027,2 mm, sendo o mês de agosto o mais seco, com 47,4 mm e março, o mais chuvoso, com 140,6 mm (Menezes, 1996).

A comunidade estudada é uma vegetação arbustiva fechada, que se inicia num baixio atrás do cordão externo, com aproximadamente 80 metros de largura, seguindo pela vertente de uma duna voltada para o oceano Atlântico e passando por sua crista, terminando na vertente voltada para a baía de Sepetiba. Os arbustos possuem uma altura média de aproximadamente 3 metros, com alguns indivíduos podendo alcançar até 6 metros de altura, na crista da duna; muitos desses possuem grandes copas que se sobrepõem aos indivíduos menores. A comunidade possui um sub-bosque com algumas espécies de bromélias e cactos, e diversas Araceae, além de muitas plantas escandentes de Malpighiaceae e Sapindaceae, e algumas epífitas, como as bromélias *Tillandsia stricta*, *Neoregelia cruenta* e *Quesnelia* sp.

As comunidades mais próximas à área de estudo, a arbustiva de Palmae e a psamófila-reptante, já foram estudadas quanto a sua estrutura por Menezes (1996), que as classificou de acordo com a nomenclatura utilizada por Araujo & Henriques (1984).

Para a análise estrutural da vegetação estudada, foi utilizado o método de intercepto de linha (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974). As duas linhas foram posicionados perpendicularmente a linha da costa, com 190 e 200 m de comprimento, respectivamente, e foram subdivididas em intervalos de 10 m (K=39). O ponto inicial de cada linha foi posto a 10 m de distância de uma estrada paralela a praia, para poder evitar o efeito de borda causado pela presença desta.

Foram amostrados os indivíduos lenhosos com altura superior ou igual a 50 cm; foram tomadas as medidas de extensão do indivíduo interceptado pela projeção da linha, e a altura de cada indivíduo. Todos os indivíduos foram coletados para que posteriormente fosse feita a classificação taxonômica. Pequenas interrupções nas copas dos arbustos foram ignoradas, exceto quando estas foram maiores que 50 cm; neste caso eram medidos em parte, e somadas.

Com os dados disponíveis foram obtidos diversos parâmetros fitossociológicos para auxiliar na análise da estrutura vegetacional, seguindo as fórmulas propostas por Brower & Zar (1998); esses parâmetros são: índice de densidade linear; densidade relativa; índice de cobertura linear; cobertura relativa; freqüência absoluta; freqüência relativa; valor de importância.

Para a análise da similaridade florística entre este trabalho e outro realizado por Pereira *et al.* (2001) em Barra de Marica-RJ, numa comunidade arbustiva fechada, utilizou-se os coeficientes de Sörensen (C_s) e Sörensen quantitativo (C_n), por estes serem amplamente utilizados na literatura. Esses coeficientes foram calculados segundo Magurran (1988).

A diversidade (Shannon) e equidade (Pielou) seguem Magurran (1988). Foi comparada a diversidade na Marambaia e em Barra de Maricá, utilizando o teste ´t´ de Hutcheson (Magurran, 1988).

3. Resultados e Discussão

Nos 390 m de linha, foram amostrados 595 indivíduos distribuídos em 60 espécies e pertencentes a 43 gêneros e 27 famílias. As famílias com maiores porcentagens de VI em relação ao total são: Myrtaceae (25%), Apocynaceae (8,5%), Nyctaginaceae (8,2%), Malvaceae (5,2%), Erythroxylaceae (5,2%), Celastraceae (5%), somando 57% do total, sendo o restante dividido entre as demais 21 famílias. Em Barra de Maricá (Pereira *et al.*, 2001) as três famílias com maiores VIs foram Myrtaceae (21%), Clusiaceae (19%) e Nyctaginaceae (18%), somando 58% do total, sendo o restante dividido entre as demais 19.

As famílias mais ricas em espécies foram Myrtaceae (14 espécies), Euphorbiaceae, Leguminosae, Malpighiaceae, Rubiaceae e Sapindaceae (3), Moraceae, Myrsinaceae, Nyctaginaceae, Polygonaceae, Rutaceae e Sapotaceae (2) e as demais, com uma espécie, representam 41% do total. Myrtaceae é a família com maior riqueza florística nas restingas do Estado do Rio de Janeiro

(Araujo, 2000). Em função do grande número de espécies de mirtáceas nas restingas arbustivas e florestais, o número de indivíduos desta família tende a ser alto.

As seis espécies com maior quantidade de indivíduos foram *Aspisdosperma parvifolium* (11% do número total de indivíduos), *Myrrhinium atropurpureum* (6,4%), *Pavonia alnifolia* (5,7%), *Maytenus obtusifolia* (5,6%), *Guapira opposita* (5,2%), *Manilkara subsericea* (4,9%). Destes, *M. atropurpurum* e *M. obtusifolia* também se colocaram entre as espécies dominantes em Barra de Maricá.

O índice de similaridade entre esse estudo e o de Barra de Maricá foi de 0,43 para o Sörensen qualitativo (C_S) e de 0,27 para o Sörensen quantitativo (C_N). São valores baixos para comunidades fisionomicamente parecidas e geograficamente próximas, como essas duas restingas. Sörensen qualitativo é um dos índices mais usados como medida de b-diversidade entre pares de localidades (Magurran, 1988). Análise qualitativa de similaridade (presença e ausência de espécies) é geralmente insatisfatória, pois não leva em consideração a abundância de indivíduos em cada espécie,e este parâmetro, frequentemente, é fundamental na determinação do grau de similaridade entre localidades, independentemente de uma semelhança florística. Portanto foi utilizado também, o índice Sörensen quantitativo (Pereira *et al*., 2001).

O índice de diversidade de Shannon para a comunidade analisada foi de H'= 3,49 nats/ind., diferente significativamente do valor encontrado no estudo de Pereira *et al*. (2001), que foi 2,84 nats/ind (p á 0,05 - teste ´t´ de Hutcheson) (Magurran, 1988). A equidade (J') entre as espécies na comunidade estudada foi de 0,85. A diversidade obtida na Marambaia é mais alta, quando comparado com Barra de Maricá, situando-se dentro da faixa de diversidade de florestas de restinga (Pereira *et al*. 2001). Isso é refletido pelo elevado número de espécies e indivíduos amostrados e pela equidade (J´), dentro da comunidade estudada.

As comunidades vegetais arbustivas das restingas do Estado do Rio de Janeiro têm sido classificadas de acordo com a nomenclatura proposta por Araujo & Henriques (1984), a partir de características fisionômicas, ou seja, elas são formações abertas ou descontínuas e fechadas ou contínuas. A comunidade estudada na Marambaia possui uma alta riqueza de mirtáceas e tem uma média de porte arbustivo de quatro metros. De acordo com Araujo (1992), algumas espécies encontradas na Marambaia (*Aspidosperma parvifolium* - à espécie com maior VI nesse estudo, *Esenbeckia grandiflora*, *Melanopsidium nigrum*) são características da comunidade arbustiva fechada de Myrtaceae. Alem disso, algumas espécies dominantes na Marambaia (*Maytenus obtusifolia* e *Myrrhinium atropurpureum*) também dominam a formação arbustiva fechada de Myrtaceae de Barra de Maricá (Pereira *et al*. 2001). Entretanto, a espécie mais importante em Marambaia (*A. parvifolium*) e outras citadas como características desta formação por Araujo (1992) sequer foram amostradas naquela comunidade. Este resultado, junto os baixos índices de similaridade mencionados acima, demonstra como a composição florística pode variar numa distância relativamente pequena, dentro de comunidades fisionomicamente equivalentes (Araujo, 2000).

Restaram poucas comunidades desse tipo nas restingas fluminenses. Por isso, a necessidade de se fazer um levantamento estrutural nos remanescentes é de caráter urgente, pois, há um alto grau de destruição da biota das restingas, exigindo uma agilidade nos estudos da diversidade florística.

4. Conclusões

A comunidade vegetal estudada na restinga da Marambaia foi classificada como arbustiva fechada de Myrtaceae por atender aos critérios florísticos, fisionômicos e estruturais propostos por Araujo & Henriques (1984) na descrição desta comunidade.

Embora existam semelhanças fisionômicas e em relação a riqueza e VI de espécies de Myrtaceae entre a comunidade de Marambaia e a mesma formação em Barra de Maricá (Pereira *et al*. 2001), a similaridade entre estas duas formações é baixa, em termos qualitativos e quantitativos, demonstrando a heterogeneidade destas formações. Isto tem dificultado a ampla utilização da classificação de comunidades de restinga proposta por Araujo & Henriques (1984).

(Agradecimentos: Ao CNPq pelas bolsas concedidas a H.M.Dias e D.S.D.Araujo. A Luis F.T.Menezes por ter apresentado aquele verdadeiro paraíso. A Marcelo da C. Souza pela ajuda em campo e pela determinação das mirtáceas. A Miriam C. A. Pereira pelas correções e sugestões no trabalho. Aos biólogos Anderson de C. Borges e Daniel M. C. Santos pela grande ajuda que deram nas idas ao campo).

5. Referências bibliográficas

ARAUJO, D.S.D. & HENRIQUES, R.P.B. (1984). Análise florística das restingas do Estado do Rio de Janeiro.p.159-194. *In*: L.D.LACERDA *et al.* (orgs) Restingas: Origem, Estrutura e Processos. Niterói, CEUFF.

ARAUJO, D.S.D. & LACERDA, L.D. (1987). A natureza das restingas. Ciência Hoje 06(33): 44-48.

ARAUJO,D.S.D. (1992). Vegetation types of tropical Brazil: A first approximation. *In* Coastal plant communities of Latin America (U. Seelinger, ed.). Academic Press, New York, p.337-347.

ARAUJO, D.S.D. (2000). Análise florística e fitogeográfica das restingas do Estado do Rio de Janeiro. Tese de Doutorado, Dept. Ecologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 175p.

BROWER,J.E. & ZAR,J.H.(1998). Field & laboratory methods for general ecology. 4 ed. McGraw-Hill. 226p.

MAGURRAN, A.E. (1988). Ecological diversity and its measurement. Cambridge, University Press. 179p.

MENEZES, L.F.T. (1996). Caracterização de comunidades vegetais praianas da restinga de Marambaia -RJ. Dissertação de Mestrado. UFRRJ, Seropédica. 89p.

MENEZES, L.F.T. & ARAUJO, D.S.D. (1999). Estrutura de duas formações vegetais do cordão externo da Restinga de Marambaia, RJ. Acta Botânica Brasílica 13(2): 223-235.

MUELLER-DUMBOIS, D. & ELLENBERG, H. (1974). Aims and Methods of Vegetation Ecology. New York, John Wiley & Sons. 165p.

PEREIRA, M.C.A.; ARAUJO, D.S.D. & PEREIRA, O.J. (2001). Estrutura de uma comunidade arbustiva da restinga de Barra de Maricá – RJ. Rev. Bras. Bot., 24(3): 273-281.

Comparação de dois diferentes sistemas fitotélmicos em relação à estabilidade e manutenção de suas faunas associadas: bromélias e ocos de árvore.

HORTA, M.A.P.[1] ;SIMÕES, D.A; GODOY, B.S.; SILVA, A.C. & BORGES, M.A.Z.[1]

[1] Laboratório de Estudos em Invertebrados, Centro Universitário do Leste de Minas Gerais - UnilesteMG, Av. Tancredo Neves, 3500, Bairro Universitário, CEP 35170-056, Coronel Fabriciano–MG (gafanhoto@unilestemg.br).

1. Introdução

O termo fitotelmata (no singular, fitotelma) deriva do grego *fito* (planta) e *telma* (tanque) e refere-se a pequenos corpos d'água que se acumulam em cavidades de estruturas vegetais terrestres capazes de manter uma biota associada. São também denominados habitats "containeres" ou microcosmos (Meyer-Rochow, 1998). Os sistemas fitotélmicos são comunidades baseadas em detritos de origem alóctone e as guildas podem ser divididas em saprófagos, predadores e predadores de topo (Kitching, 2000). A fauna de reservatórios de estruturas como bromélias e ocos de árvore abrange de organismos unicelulares a anfíbios e répteis, além de manter muitos organismos vetores de doenças parasitárias como mosquitos (Frank 1983). O efeito da variação sazonal sobre a fauna associada, tem sido avaliada em alguns sistemas fitotelmata, entretanto, Kitching (2000) sugere que tais efeitos são difíceis de serem detectados em nível de teia alimentar. Por serem estruturas pequenas, é sugerido que a perda de água, com a chegada da estação seca,

pode levar ao estresse da comunidade associada, que tem sua diversidade altamente diminuída, favorecendo assim, a dominância de determinadas espécies. Horta (2001) sugere que reservatórios de bromélias podem ser ecossistemas estáveis, pois a perda de biodiversidade nestes ambientes não é tão alta com a mudança de estação, tornando-se praticamente imperceptível através da análise das teias alimentares da fauna associada. A resiliência nestes ambientes pode ser alta, mas não foi testada ainda. O presente estudo tem por objetivo, comparar reservatórios aquáticos de bromélias e ocos de árvore em relação aos efeitos da mudança de estação sobre determinados aspectos da estabilidade destes sistemas.

2. Métodos

As amostragens iniciais foram realizadas no Parque Estadual do Rio Doce, a maior área de Mata Atlântica preservada no estado de Minas Gerais, que conta ainda com um complexo sistema de lagos. O estudo foi conduzido em uma área de mata Atlântica secundária em abril de 2003, caracterizando como final da estação chuvosa e inicio da estação seca. Foram demarcados 60 ocos de árvores de variadas espécies, na qual o seu conteúdo aquático era retirado com o auxílio de um sifão. O material obtido de bromélias foi analisado a partir de um estudo realizado na Serra da Piedade, MG em uma área a 1680m de altitude em duas diferentes épocas do ano. A primeira entre 21/04/2000 e 28/04/2000, ao final da estação chuvosa, caracterizou-se como uma época de temperaturas médias mais elevadas, em torno de 22ºC. Na estação 2, as amostragens foram realizadas entre 5/10/2000 e 10/10/2000 ao final da estação seca, e as temperaturas diárias inferiores (20 ºC) às da estação 1. Duas espécies de bromélias foram amostradas: *Aechmea nudicaulis* e *Neoregelia bahiana*. As bromeliáceas são comuns na região da Serra da Piedade, tanto no campo rupestre, quanto na mata circundante e sua área de transição. 70 bromélias foram amostradas, de forma que seu conteúdo aquático era retirado coma ajuda de um sifão e o material analisado em laboratório.

3. Resultados

As observações mostram que bromélias retêm água dentro de seus reservatórios durante todo o ano, enquanto que ocos de árvore são mantidos somente durante a estação chuvosa. Com a proximidade da estação seca, os ocos de árvore esvaziam-se, formando um lodo de cor escuro, fato não observado em bromélias. No inicio da estação chuvosa, as teias alimentares obtidas para bromélias não diferiram tanto em relação àquelas construídas para a estação seca, sendo que a conectância variou entre 0,32 e 0,4, valores típicos de sistemas fitotelmata. A dominância foi evidente em ambas estruturas, sendo que o ostracoda *Elpidium*, manteve populações altas, acima de 40 indivíduos na grande maioria das unidades amostradas. A fauna diferiu bastante entre as duas estruturas amostradas, sendo que os ocos de árvore apresentaram uma maior riqueza de braquíceros, principalmente Syrphidae. Um dos principais predadores esteve presente em ambos sistemas, o culicídio do gênero *Toxorhynchites*. O teste de correlção de Spearman mostra que a presença do predador influi negativamente na ocorrência de muitos organismos que seriam suas presas potenciais dentro dos reservatórios. A amplitude de variação da riqueza em cada oco de árvore e em cada bromélia foi de 1 a 10 espécies, mantendo geralmente somente um predador e outras espécies de saprófagos.

4. Conclusão

Em reservatórios aquáticos de bromélias, a mudança estacional não causou variação na riqueza, mas pode ser aparente em nível populacional, afetando bastante a abundância de *Elpidium bromelioides*. Os ocos de árvore, mesmo com um maior volume de água, apresentaram uma menor riqueza que as bromélias ao final da estação chuvosa. A perda constante de água nestes ambientes conseqüentemente leva à perda de diversidade. A abundância geral nos reservatórios foi claramente maior na estação seca. Entretanto, na ausência dos ostracodas, estas abundâncias gerais se tornam praticamente as mesmas. Tais organismos são bastante adaptados ao estresse ambiental que gera mudanças na qualidade da água e na própria perda desta, sendo a espécie dominante nestes ecossistemas. Os dados mostram que, em ambos períodos de amostragens, a comunidade foi dominada por um pequeno grupo de espécies. As teias construídas para os diferentes sistemas diferem, entretanto o "design" gráfico torna-se de certa forma, similar. Os valores obtidos das estatísticas de teias alimentares sugerem que não há diferença na estrutura da comunidade entre estações, como previsto por Kitching (2000). Entretanto, reservatórios de bromélias tendem a manter suas teias estáveis com a mudança estacional. Muitos modelos admitem que aumento na riqueza, conectância e na força de interação, tendem a aumentar a instabilidade do sistema. A baixa complexidade aparente em sistemas fitotelmata poderia reforçar tal hipótese, contando que as estruturas mantenham as condições mínimas para sua existência, ou seja, a presença de água. A pesar da conectância relativamente alta, os fitotelmata podem se manter estáveis com a mudança ambiental, pois sustentam poucos predadores (geralmente um ou dois) e um número maior de espécies saprófagas.

5. Referências

FRANK, J. H. 1983. Bromeliad phytotelmata and their biota, especially mosquitoes *in* FRANK, J. H. & LOUNIBOS, L. P. (eds). 1983. Phytotelmata: terrestrial plants as hosts for aquatic insect communities. Plexus Publishing, Inc. 293 pp.

HORTA, M. A. P. 2000. Estrutura da comunidade associada a reservatórios de bromélias. Dissertação de mestrado. Ecologia, Conservação e Manejo da vida Silvestre. ICB/UFMG.

KITCHING, R. L. 2000. Food webs and container habitats. Cambridge University Press, Cambridge.

MEYER-ROCHOW, V. B. 1998. Natural microcosms. TREE 13(5): 201

Apoio: Instituto Estadual de Florestas (IEF)

Maturação de sementes de *Caesalpinia echinata* Lam. (pau-brasil) em bosque implantado no Estado de São Paulo

I.F. Borges [a], J. Del Giudice Neto [b], R.C.L. Figueiredo-Ribeiro [b], D.A.C. Bilia [b] & C.J. Barbedo [b].

[a] Graduando UMESP; [b] Instituto de Botânica, Caixa Postal 4005, 01061-970 São Paulo, SP. (semente@estadao.com.br)

1.Introdução

O pau-brasil (*Caesalpinia echinata* Lam. - Leguminosae/ Caesalpinioideae) é nativo da Mata Atlântica, com distribuição do Rio Grande do Norte ao sul do Rio de Janeiro (Cunha & Lima, 1992), mas sua ocorrência está reduzida a poucas áreas naturais. Para a preservação dos remanescentes da espécie, bem como para subsidiar as iniciativas de plantio, há necessidade de conhecimento dos aspectos relativos à produção de lotes de sementes com elevada qualidade. Para tanto, o momento ideal de colheita, que envolve estudos de monitoramento das alterações físicas, bioquímicas e fisiológicas de frutos e sementes, assume fundamental importância (Carvalho & Nakagawa, 1983). Estudos recentes demonstraram que sementes de elevada qualidade de *C. echinata* podem ser armazenadas por períodos prolongados, mas a colheita realizada sem controle de qualidade pode resultar em sementes que não sobrevivem aos três primeiros meses de armazenamento (Barbedo et al., 2002). Dessa forma, objetivou-se, neste trabalho avaliar o processo de maturação e definir o momento ideal de colheita das sementes.

2.Métodos

Em bosque homogêneo de *C. echinta*, plantado na Reserva Biológica e Estação Experimental de Moji-Guaçu (22°15-16' S e 47°8-12' W), SP, durante dois anos (2001 e 2002), flores foram etiquetadas no dia da antese e frutos foram colhidos aos 32, 40, 48, 52 e 59 dias posteriores a antese (dpa), para o primeiro ano e aos 40, 50, 60 e 65 dpa, no segundo ano. Também foram coletadas sementes após a deiscência natural dos frutos, tomando-se o cuidado de não serem coletadas sementes com mais de 24 horas da dispersão, denominadas sementes recém-dispersas.

Avaliaram-se teor de água, conteúdo de matéria seca e

germinabilidade das sementes. Para avaliação do teor de água (g de água .g^{-1} de matéria seca, expressos em g.g^{-1}) e do conteúdo de matéria seca (mg . semente^{-1}) utilizou-se estufa a 105±3ºC por 24 horas (Brasil, 1992), com 4 repetições de 3 a 10 sementes (dependendo da disponibilidade de material para cada idade). O teste de germinação foi realizado em germinadores Marconi tipo MA400, a 25±1ºC, com fotoperíodo de 12 horas, em gerbox, com duas folhas de papel formando a base para germinação, saturadas com água destilada, em 4 repetições de 16 sementes cada. A partir do segundo dia, registraram-se as sementes germinadas (protrusão de raiz primária) e as plântulas com desenvolvimento normal (presença de sistema radicular e de parte aérea, ambos sem defeitos aparentes), em avaliações a cada dois dias.

3.Resultados

A deiscência natural dos frutos, em Moji-Guaçu, ocorreu entre 65 e 70 dpa. Em 2001, o teor de água das sementes aos 32 dpa foi 3,35 g.g^{-1} e, durante a maturação, reduziu até atingir 0,82 g.g^{-1} aos 59 dpa. Após a deiscência dos frutos, o teor de água das sementes teve redução bem mais acentuada, chegando a 0,16 g.g^{-1}. Em 2002, sementes com 40 dpa estavam com 2,85 g.g^{-1} de água e, até os 65 dias, reduziram esse teor para 0,45 g.g^{-1}. Aos 60 dias, o teor de água foi muito próximo ao das sementes com 59 dias em 2001, ou seja, 0,84 e 0,82 g.g^{-1}, respectivamente. De acordo com esses resultados, pode-se estabelecer que a deiscência natural dos frutos de *C. echinata*, nas condições de Mogi-Guaçu, ocorre logo após as sementes terem seu teor de água reduzido para valores próximos a 0,43 g.g^{-1}, o que corresponderia, em base úmida, a 30%.

A redução no teor de água foi progressivamente acompanhada de acúmulo de matéria seca até os 59 dpa em 2001, quando atingiram 250,3 mg . semente^{-1}, e até os 60 dias em 2002, quando atingiram 206,0 mg . semente^{-1}. Portanto, estes resultados apontam para a identificação do ponto de maturidade fisiológica, tendo como referência o máximo acúmulo de matéria seca, que ocorreu próximo aos 60 dpa.

Em 2001, aos 40 dias de idade 42% das sementes haviam adquirido a capacidade germinativa, enquanto que em 2002, nesta mesma idade, apenas 2,5% germinavam. A capacidade germinativa a partir daí, e em ambos os anos, aumentou até atingir o máximo por volta dos 60 dias, com 95% e 100%, para 2001 e 2002, respectivamente.

O desenvolvimento de plântulas normais só foi observado a partir de sementes com, no mínimo, 55 dias de idade, atingindo máximo valor apenas ao final do processo de maturação, ou seja, aos 59 dias em 2001 e aos 65 em 2002. É interessante observar que sementes com 40 dpa que, em 2001, já haviam adquirido a capacidade germinativa, não apresentaram condições de continuar o desenvolvimento das plântulas. Outro aspecto importante observado diz respeito à capacidade dessas sementes germinarem mesmo quando não submetidas a secagem, visto que as sementes já desenvolviam plântulas normais a partir de 55 dias de idade, antes do momento de deiscência natural dos frutos e ainda com elevado teor de água. A grande maioria das sementes ortodoxas dependem da secagem para germinar.

4.Conclusão

Nas condições de Mogi-Guaçu, SP, sementes de *Caesalpinia echinata* atingem a sua maturidade fisiológica por volta dos 60 dias posteriores a antese, cerca de 10 dias antes da deiscência natural dos frutos e da dispersão das sementes.

5.Referências Bibliográficas

Barbedo, C.J., Bilia, D.A.C. & Figueiredo-Ribeiro, R.C.L. 2002. Tolerância à dessecação e armazenamento de sementes de *Caesalpinia echinata* Lam. (pau-brasil), espécie da Mata Atlântica. *Revista Brasileira de Botânica* 25: 431-439.

Brasil. 1992. *Ministério da Agricultura e Reforma Agrária*. Regras para análise de sementes. Brasilica.

Carvalho, N.M. & Nakagawa, J. 1983. *Sementes, ciência, tecnologia e produção*. 2ª ed. Fundação Cargil, Campinas.

Cunha, M.W. & Lima, H.C. 1992. *Viagem a terra do Pau-brasil*. Agência Brasileira de Cultura, Rio de Janeiro.

(Apoio: FAPESP, CNPq)

Influência da variação de habitats na fisionomia do sub-bosque em um trecho de floresta atlântica em Igarassu, PE

Iana M. M. de S. e Silva[a]; Maria J. N. Rodal[b]; Ana Carolina B. Lins e Silva[b], Alexandre G. Silva[c] & Aurenívia B. de Lima[d]
[a]Graduação, Licenciatura em Ciências Biológicas/UFRPE/Bolsista PIBIC/CNPq (ianamoura@hotmail.com); [b]Dep. de Biologia, UFRPE; [c]Programa de Pós-graduação em Botânica/UFRPE; [d]Graduação, Bacharelado em Ciências Biológicas/UFRPE.

1. Introdução

A Floresta Atlântica é uma das florestas com maior biodiversidade no mundo (Almeida, 1997), apresentando elevadas taxas de endemismo (Mori et al., 1981). Apesar dessa riqueza, é uma das mais ameaçadas do mundo em função da ação antrópica (Câmara, 1991). Cinco séculos de ocupação reduziram a floresta a pequenas manchas, restando hoje pouco mais de 8% da cobertura original (Fundação SOS Mata Atlântica, 2001). A maior parte dos remanescentes da região Nordeste apresenta-se em estado degradado ou em pequenos fragmentos isolados (Silva & Tabarelli, 2000), restando muitas porções residuais com poucos hectares, raramente contínuos (Câmara, 1991).

Compreender como os fatores ambientais influenciam a repartição das espécies e das comunidades vegetais na Floresta Atlântica representa um dos grandes desafios para o manejo e conservação desse ecossistema. A esse respeito, Reis et al. (1992) observam que a alta diversidade de florestas tropicais está relacionada com a alta heterogeneidade do ambiente físico (microclima, solos, topografia) e dos fatores bióticos.

Considerando a grande biodiversidade e o potencial biológico, econômico e social da Mata Atlântica, há um consenso sobre a importância de manter e manejar estes últimos fragmentos florestais, conservando assim a biodiversidade ainda existente (Almeida, 2000). A devastação da Mata Atlântica é particularmente séria, uma vez que é possível à extinção de números incalculáveis de espécies e populações (Silva & Tabarelli, 2000). Nesse sentido, compreender como os fatores ambientais influenciam a repartição das espécies e das comunidades vegetais na Mata Atlântica representa um dos grandes desafios para o manejo e conservação de ecossistema.

De acordo com Silva Júnior (1998) e Moreno & Schiavani (2001), a topografia e o solo têm sido indicados como determinantes de algumas características ambientais, e, conseqüentemente, influenciando a fisionomia e composição das comunidades vegetais.

Se, por um lado, já há estudos inicias sobre o componente arbóreo da Floresta Atlântica de terras baixas no estado de Pernambuco, há escassez de informações sobre a e fisionomia e riqueza do sub-bosque (Souza, 2000). Esta autora observa ainda que a importância no estudo do sub-bosque reside no fato de que este abriga indivíduos emergentes jovens, indivíduos jovens do dossel, além de indivíduos típicos de sub-bosque.

Considerando a importância do sub-bosque e a influência dos fatores abióticos nas características das plantas, a hipótese deste trabalho é que as diferenças na fisionomia do sub-bosque do fragmento da Mata dos Macacos, Igarassu, PE estão relacionadas com a heterogeneidade ambiental, principalmente topografia.

2. Metodologia

A "Mata dos Macacos" está localizada na Usina São José, no município de Igarassu, Pernambuco. A área de estudo constitui um remanescente de Mata Atlântica cobrindo uma área de 210ha, sendo circundada por plantações de cana-de-açúcar. O clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo As', com temperatura média anual de 27ºC e precipitação média anual de 2000mm (FIDEM, 2001).

Considerando a heterogeneidade ambiental, típica das florestas tropicais, foi possível identificar três situações: Topo, Encosta Superior e Encosta Inferior.

Com base nas características bióticas e abióticas encontradas na Mata dos Macacos optou-se por um desenho amostral que permitisse testar se a topografia exerce influência em parâmetros fisionômicos do componente sub-arbustivo.

Considerando que cada situação topográfica representa um tratamento, foram instaladas sete parcelas (sete repetições) por tratamento, cada uma com 10x25m (250m2). Para amostragem do sub-bosque, foram alocadas duas sub-parcelas de 5x5m (25m2) nos vértices de cada parcela, totalizando 42 sub-parcelas, numa área amostral total de 1050m2.

Em cada sub-parcela foram amostrados todos os indivíduos, vivos, com diâmetro do caule ao nível do solo (DNS) (3cm (14,8cm. Cada unidade amostral (sub-parcela) foi marcada com estacas de PVC e cordas de nylon. Os indivíduos foram marcados com plaquetas de folha de PVC e numeradas em ordem crescente.

Foram calculados os seguintes valores médios (por sub-parcela e por tratamento): densidade, área basal (m2/ha), alturas média e máxima (m) e diâmetro médio e máximo (cm) utilizando as fórmulas citadas Rodal et al., (1992). Com objetivo de testar possíveis variações na fisionomia entre os três tratamentos, foi realizado o teste de T (Ayres et al., 2000) entre o Topo x Encosta Superior, Topo x Encosta Inferior e Encosta Superior x Encosta Inferior.

3. Resultados e Discussão

Nos ambientes estudados, Topo, Encosta Superior e Encosta Inferior, foram amostrados 819 indivíduos em uma área de 1050m2, o que equivale a 7.800 indivíduos/ha e área basal de 2,915 m2/ha.

No Topo, foram amostrados 153 indivíduos, o que equivale a uma densidade de 4.371 indivíduos/ha e área basal de 2,417 m2/ha. O maior número de indivíduos ocorreu na classe de altura de 1,1 a 2m (74) e na classe de diâmetro de 1,1 a 2cm (63). A altura média por sub-parcela foi de 2,47m, variando de 1,46m na sub-parcela 14 a 4m na sub-parcela 10; com altura máxima individual de 6,5m e a mínima de 1,1m. O diâmetro médio por sub-parcela foi 2,64cm, variando de 1,55cm na sub-parcela 14 a 4,54 cm na sub-parcela 10, com diâmetro máximo individual de 8,27cm na sub-parcela 11.

Na Encosta Superior, foram amostrados 174 indivíduos, o que equivale a uma densidade de 4.971 indivíduos/ha e área basal de 2,022 m2/ha. O maior número de indivíduos ocorreu na classe de altura de 1,1 a 2,0m (79) e na classe de diâmetro de 1,1 a 2cm (99). A altura média por sub-parcela foi de 2,6m, variando de 1,56m na sub-parcela 6 a 4,13m na sub-parcela 10; com altura máxima individual de 8m e a mínima de 0,5m. O diâmetro médio por sub-parcela foi 2,23cm, variando de 1,92cm na sub-parcela 14 a 3,07 na sub-parcela 3, com diâmetro máximo individual de 35,14cm.

Na Encosta Inferior, foram amostrados 492 indivíduos, o que equivale a uma densidade de 14.057 indivíduos/ha e área basal de 4,307 m2/ha. O maior número de indivíduos ocorreu na classe de altura de 1,1 a 2m (218) e na classe de diâmetro de 1,1 a 2cm (261). A altura média por sub-parcela foi de 1,94m, variando de 1,52m na sub-parcela 11 a 2,32 na sub-parcela 1; com altura máxima individual absoluta de 7,9m e a mínima de 0,5m. O diâmetro médio por sub-parcela foi de 1,79cm, variando de 1,49cm na sub-parcela 11 a 2,02 na sub-parcela 7, com diâmetro máximo individual de 4,62cm na sub-parcela 13.

Os resultados do Teste-T para as três situações (Topo, Encosta Superior e Encosta Inferior) em termos de altura média, altura máxima, diâmetro médio, diâmetro máximo, área basal e número de indivíduos indicam que: 1) o Topo e a Encosta Superior são significativamente distintos quanto à altura máxima (p=0,016453) e diâmetro médio (p=0,035338); 2) o Topo e a Encosta Inferior são significativamente distintos quanto à altura média (p=0,0120835), altura máxima (p=0,0028168), diâmetro médio (p=0,0004414), área basal (p=0,0007964) e número de indivíduos (p=0,00000004) e 3) a Encosta Superior e a Encosta Inferior são significativamente distintos quanto à altura média (p=0,0041732), diâmetro médio (p=0,0002438), área basal (p=0,0000538) e número de indivíduos (p=0,000001). Nota-se ainda que os tratamentos Topo, Encosta Superior e Encosta Inferior não diferiram em termos de diâmetro máximo.

O fato do Topo x Encosta Superior diferirem apenas em termos de altura máxima e diâmetro médio enquanto que o Topo x Encosta Inferior e Encosta Superior x Encosta Inferior diferirem em vários parâmetros fisionômicos sugere que a fisionomia da Encosta Inferior é bem distinta dos demais tratamentos.

Espírito Santo et al. (2002) observam que as áreas de topo em geral apresentam solos mais pobres e secos quando comparadas às áreas mais baixas em função do carreamento de nutrientes e escoamento superficial de água. A situação Topo da Usina São José representa ainda uma área mais próxima à borda da mata, o que segundo (Delamônica et al., 2001) pode ocasionar uma exposição maior à insolação, à modificação do regime de ventos e assim causar mudanças na fisionomia da floresta.

As diferenças fisionômicas entre a unidade Topo-Encosta Superior e a unidade Encosta Inferior, a primeira com menor densidade é área basal que a segunda, pode estar relacionada as observações dos autores acima, isto é Topo-Encosta Superior ocorreriam em solos mais pobres e mais expostos às variações microclimáticas o que poderia levar a uma diminuição da densidade e área basal.

Os resultados encontrados na área de estudo corroboram as idéias de Espírito-Santo et al. (2002) sobre o fato da alta heterogeneidade ambiental encontrada nas florestas, refletida em mudanças de solo, corresponder a uma grande variação estrutural.

4. Conclusões

Os resultados obtidos sugerem que o Topo-Encosta Superior representam uma unidade por diferirem apenas em termos de altura máxima e diâmetro médio. A Encosta Inferior distingue-se da unidade Topo-Encosta Superior em vários parâmetros fisionômicos, sugerindo que a Encosta Inferior é bem distinta dos demais tratamentos. Esses resultados confirmam os dados da literatura que sugerem mudanças fisionômicas em florestas tropicais de acordo com as condições microclimáticas (luz, temperatura e vento) e topográficas-pedológicas. Desta forma, pode-se concluir que a variação fisionômica encontrada no remanescente da Mata dos Macacos pode estar associada a alta heterogeneidade de habitats.

5. Referências Bibliográficas

ALMEIDA, D. S. de. (1997). *Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Atlântica, no município de Juiz de Fora, Minas Gerais.* Revista Árvore, 21: 221-230.

ALMEIDA, D. S. de. (2000) *Recuperação ambiental da Mata Atlântica.* Editus, Ilhéus. 130 p.

AYRES M.; JÚNIOR A. M.; AYRES D. L. & SANTOS A. S. dos. (2000). *Bio Estat 2.0: aplicações nas áreas das ciências biológicas e médicas.* Belém: Sociedade Civil Marimauá; Brasília: CNPq, 272 p.

CÂMARA, I.G. de. (1991). *Plano de ação para a Mata Atlântica.* Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo, 152 p.

DELAMÔNICA, P.; LAURANCE W. F. & LAURANCE S. G. (2001)*A fragmentação da paisagem.* In: Florestas do Rio Negro. Drauzio Varella (coordenador). COMPANHIA DAS LETRAS: UNIP, São Paulo, 283-301 p.

ESPÍRITO-SANTO, F.D.B.; OLIVEIRA-FILHO A.T. de; MACHADO E.L.M.; SOUZA, J.S.; FONTES M. A. L. F.; MARQUES J. J. G. S. M. de (2002). *Variáveis ambientais e a distribuição de espécies arbóreas em um remanescente de floresta estacional semidecídua Montana no Campus da Universidade Federal de Lavras, MG.* Acta Botânica Brasileira, 16: 331-356.

FIDEM (2001). *Diagnóstico das reservas ecológicas: Região Matropolitana do Recife.* FIDEM, Recife, 79p.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA (2001). Disponível em http:// www.sosmatatalantica.com.br. Acessado em 25 de julho.

MORENO, M.I.C.; SCHIAVANI, I. (2001). *Relação entre vegetação e solo em um gradiente floresta na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia (MG).* Revista Brasileira de Botânica, 24: 537-544.

MORI, S.A.; BOOM B.M.; PRANCE G.T. (1981). *Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian Coastal forest tree species.* Brittonia, 33: 233-245.

REIS, A.; FANTINI, A.C.; REIS, M.S.; GUERRA, M.P. & DOEBELI, G. (1992). *Aspectos sobre a conservação de biodiversidade e o manejo da floresta tropical Atlântica.* Revista Instituto Florestal, 4: 169-173.

RODAL, M.J.N.; SAMPAIO, E.V.S. de; FIGUEIREDO M.A. (1992). *Manual sobre métodos de estudo florístico e fitossociológico – Ecossistema Caatinga*. Sociedade Brasileira de Botânica, Brasília, 24p.

SILVA JÚNIOR, M.C. (1998). *Comunidades de árvores e sua relação com os solos na mata do Pitoco,Reserva Ecológica do IBGE, Brasília-DF.* Revista Árvore, 22: 29-40.

SILVA, J. M. C. da; TABARELLI M. (2000). *Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic Forest of northeast Brazil*. Nature, 404: 72-74.

SOUZA, A.C de. (2000). *Levantamento florístico do sub-bosque de um fragmento de Floresta Atlântica, Recife, PE.* Dissertação de mestrado. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, 119p.

Efeito de borda sobre a estrutura da comunidade de árvores na Mata Atlântica da Reserva Biológica do Tinguá - RJ

Iguatemy, M. de A.[b]; Rodrigues, P. J. F. P.[a] ;Abreu, R. C. R. de[b]; Melo, L. R.[b].
[a] Pesquisador do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro (pablo@jbrj.gov.br);
[b] Estagiário IC/ Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro/Graduação UniRio.

1.Introdução

Atualmente acredita-se que os Efeitos de Borda alteram estrutural e funcionalmente os ecossistemas (Lovejoy *et al*., 1986; Saunders & Hobbs, 1991; Malcon, 1994; Murcia, 1995; Kapos *et al*. 1997). Este cenário se torna ainda mais grave quando determinada comunidade é submetida a uma crescente fragmentação. Neste sentido a Mata Atlântica com cerca de 7,6 % de sua área original disposta, em geral, em fragmentos (Morellato & Haddad, 2000) está potencialmente exposta a uma grande variedade de Efeitos de Borda. Diversos estudos analisam tais efeitos em florestas (Williams-Linera, 1990; Laurance *et al*. 1998; Bierregard *et al*. 1992). Contudo há indícios de que as respostas das comunidades podem ser muito heterogêneas. Principalmente quando consideradas as peculiaridades de cada comunidade bem como os variados tipos de atividades humanas desenvolvidas na matriz antrópica.

A Reserva Biológica do Tinguá está, em grande parte, localizada em trechos de difícil acesso da Serra do Mar. Tal fato aliado à importância de seus mananciais de água permitiu que esta permanecesse relativamente bem preservada. Assim sendo hoje representa um dos mais importantes remanescentes de Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro. Contudo, desde a época do Império já era potencialmente exposta à Efeitos de Borda uma vez que esta é cortada pela antiga Estrada do Ouro. Esta mesma via mais recentemente foi em parte ampliada para a instalação de dutos subterrâneos da Petrobrás. Este complexo cenário, onde uma borda potencialmente tamponada é submetida a novo impacto antrópico, é utilizado neste estudo para verificar os Efeitos de Borda sobre a comunidade local.

2. Métodos

A Reserva Biológica do Tinguá está localizada no Estado do Rio de Janeiro, abrangendo os municípios de Nova Iguaçu, Duque de Caxias, Petrópolis, Miguel Pereira e Vassouras. Fazendo parte do complexo da Serra do Mar entre 22° 28' e 22° 39'S e 43° 13' e 43° 34'W apresenta uma cobertura vegetal típica de Mata Atlântica com cerca de 26.000 hectares relativamente bem preservados.

Este importante remanescente apresenta em geral grande diversidade de espécies. Além disto é um dos maiores fornecedores de água potável para a região metropolitana do Grande Rio. Apesar de sua importância vem sofrendo grande pressão antrópica. Tais pressões vão desde atividades extrativistas como a caça e retirada de palmito (*Euterpe edulis*) ilegais a implantação de dutos subterrâneos para o transporte de materiais combustíveis. Esta última atividade além de constituir um risco à cobertura florestal também pode implementar novamente os já mencionados Efeitos de Borda.

Para verificar a existência de tais efeitos foram estabelecidas em 2003 dez parcelas permanentes (10 x 30 metros) em sítios de Borda (BO) adjacentes aos dutos. Outras dez parcelas controle foram alocadas aleatoriamente em sítios de interior (IN) localizados a mais de 400 metros de qualquer borda. Em cada parcela todos os indivíduos com DAP igual ou superior a 5 cm foram marcados e medidos. Nas análises estruturais da comunidade foram considerados apenas os indivíduos vivos. Mortos em pé foram analisados separadamente. Os palmitos foram analisados separadamente e em conjunto quando considerada a biomassa total da comunidade. As comparações estruturais através de teste *t* entre BO e IN consideraram a densidade (n), área basal (AB) e as estruturas diamétricas.

3. Resultados e Discussão

Os parâmetros utilizados nesta abordagem estrutural exibiram padrões bastante peculiares. A densidade total, por exemplo, com 550 indivíduos em IN e 641 em BO aparentemente foi semelhante. Ainda mais quando considerados apenas indivíduos com DAP até 10 cm onde os totais para IN e BO foram 315 e 314 indivíduos respectivamente. Contudo, considerando apenas indivíduos com DAP maior do que 10 cm foram encontrados apenas 226 em IN enquanto BO apresentou 322 indivíduos. Ainda assim, a densidade média de IN com 55,1 ± 8 indivíduos/parcela diferiu significativamente (t =-2,2; p= 0,03) de BO com 64,5 ± 10,3. Em termos biológicos isto pode significar que de fato existem mais árvores nas bordas (BO). Quando consideramos a área basal, por exemplo, tal fato se torna ainda mais evidente uma vez que não houve diferença significativa (t=0,17; p=0,86) entre as médias/parcela onde IN teve 1,48 ± 0,3 e BO 1,45 ± 0,3. Os valores de área basal total também foram muito semelhantes onde IN teve 14,82 e BO 14,54 m^2. Até aqui os resultados sugerem que o impacto recorrente ocasionado pela implementação do gasoduto não provocou maiores transformações nesta antiga borda já tamponada. Porém, ao observar a ocorrência de *Euterpe edulis* (palmito) verificou-se que este foi praticamente excluído de BO com apenas 3,8 ± 3,2 indivíduos/parcela contra 11,4 ± 6,6 de IN. As densidades totais de palmito evidentemente exibiram o mesmo padrão com 114 indivíduos em IN e apenas 38 em BO. Neste cenário, embora possam existir processos e padrões naturais que resultem nesta baixa densidade desta espécie nas bordas, existe também a chance de que os indivíduos tenham sido removidos por "palmiteiros". Assim sendo independentemente da fonte da alteração mais uma nuance do Efeito de Borda é verificada (*vide* Lovejoy *et al*., 1986). Considerando ainda as densidades e áreas basais totais de mortas em pé, IN teve apenas 22 indivíduos perfazendo 0,3 m^2 enquanto BO apresentou 34 indivíduos e 0,6 m^2. Esta maior necromassa de BO pode significar que mesmo havendo certo tamponamento ainda persistem maior mortalidade nas bordas (BO). Este fato em parte caracteriza a natureza dinâmica das bordas que inclusive exibem, em geral, maior mortalidade (Laurance *et al*. 1998).Evidentemente, com o aprofundamento deste estudo é possível que surjam outros padrões relacionados a ocorrência de determinados grupos funcionais nas bordas associados a maiores taxas de mortalidade (ex. pioneiras).

A estrutura diamétrica considerando todos os indivíduos não apresentou diferença significativa entre IN e BO. Tal fato pode estar em parte associado aos grandes desvios obtidos, os quais sugeriam que a mediana seria uma estatística mais adequada. Contudo, ao analisar separadamente árvores pequenas (até 10 cm de DAP) e grandes (DAP > 10 cm) IN diferiu de BO e ambas as situações e os desvios foram bem menores. Aparentemente a separação nos dois sub-grupos citados permitiu uma análise mais precisa uma vez que formaram-se grupos mais coesos (com menor variação). Entretanto o significado biológico dos sub-grupos ainda não está claro, principalmente considerando esta análise acerca de uma comunidade. Ainda assim, é possível afirmar que existe o Efeito de Borda sobre a comunidade local. Assim sendo o esperado

tamponamento devido à idade da borda não ocorreu. Portanto é possível que a implantação do gasoduto bem como as atividades extrativistas (caça e retirada de palmitos) estejam perpetuando localmente os Efeitos de Borda. Se estes terão maiores conseqüências a longo prazo para toda a comunidade ainda é uma incógnita.

4. Referências Bibliográficas

Bierregard, R. O., Lovejoy, T. E., Kapos, V., dos Santos, A. A., Hutchings, R. W., 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. BioScience 42(11); 859-866

Kapos, V., Wandelli, E., Camargo, J. L., Ganade, G., 1997. Edge-Related Changes in Environment and Plant Responses Due to forest fragmentation in Central Amazonia. *In* Laurance, W. F., Bierregaard-Jr R. O., (eds.) *Tropical Forest Remnants*. Chicago: Chicago University Press, p. 33-44.

Laurance, W. F., Ferreira, L. V., Rankin de Merona, J. M. & Laurance, S. G., 1998. Rain Forest Fragmentation and the Dynamics of Amazonian Tree Communities. Ecology, 79(6); 2032-2040

Lovejoy, T. E., Bierregaard, Jr., R. O., Rylands, A. B., Malcon, J. R., Quintela, C. E., Harpe, L. H., Brown, Jr., K. S., Powell, A. H., Powell, G. V. N., Schubart, H. O. R., Hays, M. B., 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. *In* Soulé, M. E. (ed) *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity*. Sunderland : Sinauer Associates, p257-285.

Malcon, J. R.,1994. Edge effects in central amazonia forest fragments. *Ecology.* 75;2438-2445.

Morellato, L.P.C. & Haddad, C.F.B., 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. Biotropica 32(4b);786-792.

Murcia, C., 1995. Edge Effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends in Ecology and Evolution 10; 58-62.

Saunders, D. A., Hobbs, R. J., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*. 5;18-32.

Williams-Linera, G., 1990. Vegetation Structure and Environmental Conditions of Forest Edges in Panama. Journal of Ecology 78; 356-373

Atividade de canto e uso de habitat de uma perereca bromelígena, *Scinax v-signatus* (LUTZ, 1968), em ambiente modificado no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ

Isabela Deiss [a, b] & Sérgio Potsch de Carvalho e Silva [a]

[a] Laboratório de Anfíbios e Répteis – Depto de Zoologia – IB – UFRJ (isabela@mn.ufrj.br)

[b] Programa de Pós Graduação em Zoologia – Museu Nacional – UFRJ

1. Introdução

Informações sobre a reprodução de qualquer espécie de anuro incluem dados como período reprodutivo, vocalização, côrte, tipo de amplexo, oviposição, tamanho, número e colorido de ovos, escolha e localização do micro-habitat. Tais informações são indispensáveis para a caracterização e distinção de espécies afins, bem como para o esclarecimento de seu comportamento, estratégias reprodutivas e hábitos de vida.

A diversidade de modos reprodutivos em anfíbios é muito maior do que aqueles observados em qualquer outro grupo de vertebrados (Duellman & Trueb, 1986). Para esses autores, modo reprodutivo é uma combinação de fatores ligados a oviposição e ao desenvolvimento, incluindo o sítio de oviposição, característica dos ovos e da desova, taxa e duração de desenvolvimento, estágio e tamanho dos girinos no momento da eclosão e tipo de cuidado parental. Baseado nessas características Haddad & Sawaya (2000), reconhecem 31 modos reprodutivos para hilídeos da Mata Atlântica.

Em regiões tropicais a atividade reprodutiva dos anfíbios anuros parece ser influenciada principalmente pelas chuvas (Crump, 1974; Cardoso & Haddad, 1992; Donnelly & Guyer, 1994). A maioria das espécies tropicais é encontrada em atividade reprodutiva ao longo da estação chuvosa. Porém, algumas espécies não apresentam essa estratégia "prolongada" ou "contínua", estando associadas a fontes de água temporárias, assumindo assim, uma estratégia reprodutiva "explosiva" ou mesmo associadas a plantas formadoras de *phytotelma* (Fish, 1983; Frank & Lounibos, 1983), tanque onde a água da chuva fica estagnada, tais como bromélias. Para essas espécies de anuros, a disponibilidade de água encontrada ao longo de todo ano nesses *phytotelmata*, representa um sucesso reprodutivo não compartilhado por aqueles que utilizam fontes temporárias como brejos ou áreas alagáveis.

Numerosas espécies de anfíbios anuros vêm sendo registradas na literatura como formas associadas de diversas maneiras a bromeliáceas (Laessle, 1961; Peixoto, 1977, 1995; Lanoo *et al*, 1987; Oliveira, 2002). A disposição das folhas rígidas em rosetas concêntricas de algumas bromélias permite o acúmulo da água da chuva e de detritos entre as bainhas das folhas, formando reservatórios ou tanques.

Scinax v-signatus é um hilídeo de pequeno porte que parece estar restrito a formações florestais serranas da Mata Atlântica dos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo (Peixoto, 1987), e tem sua ocorrência relacionada a espécies vegetais da família Bromeliaceae. Haddad e Sawaya (2000) classificam o modo reprodutivo desta espécie como do tipo 5: espécie com ovos e girinos exotróficos depositados em água de buracos em árvores ou plantas aéreas.

O presente trabalho pretende verificar a existência de relações entre atividade de canto e variáveis bióticas, abióticas e caracterizar o uso do habitat bromélia pelos indivíduos adultos de uma população amostrada de *S. v-signatus* em *Alcantarea imperialis* (Bromeliaceae) em um ambiente modificado no Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO), Teresópolis, RJ.

2. Materiais e Métodos

Visitas mensais foram realizadas ao PARNASO, de julho de 2001 a julho de 2002. A área amostrada (22º 26' S e 42º 59' W) compreende dois canteiros de *A. imperialis* localizados próximos à administração do Parque. Cada canteiro (sub-estação) possui respectivamente 15 e 12 indivíduos de *A. imperialis.* Foram amostradas mensalmente 10 bromélias da espécie *A. imperialis*, escolhidas aleatoriamente nas sub-estações.

Cada amostragem realizou-se em um intervalo de 24 horas dividido em seis períodos de quatro horas de duração: de 16h às 20h (período I), de 20h às 24h (período II), de 00h às 4h (período III), de 4h às 8h (período IV), de 8h às 12h (período V) e de 12h às 16h (período VI). O tempo de amostragem do número de cantos de *S. v-signatus* em cada indivíduo de *A. imperialis* por período foi de 15 minutos, com intervalos de cinco minutos.

Dados relativos à condutividade, oxigênio dissolvido, temperatura da água, temperatura atmosférica, foram coletados de um único indivíduo de *A. imperialis* para não haver maior interferência na atividade de canto dos indivíduos de *S. v-signatus*. Volume de água, altura, diâmetro e profundidade do cone central das bromélias foram coletados de cada indivíduo de *A. imperialis* amostrado ao término das observações.

3. Resultados e Discussão

As vocalizações de *S. v-signatus* registradas ocorrem durante todos os períodos de observação (24 horas). Percebemos um aumento na atividade de canto a partir do ocaso: período I (19,3% da atividade), período II (30,1%), período III (31,8%) e uma queda brusca nas atividades de canto a partir do período IV (13%), seguindo-se os períodos de menor atividade, período V (4,1%) e período VI (1,8%). *S. v-signatus* parece não seguir, o padrão proposto por Lutz (1973) para *Hyla perpusilla perpusilla* que cita que as vocalizações, um fraco "trrrc trrrc trrrc", são escutadas apenas pela manhã e noite.

Realizou-se uma Análise dos Componentes Principais (PCA) com condutividade, oxigênio dissolvido, volume de água, temperatura da água e temperatura atmosférica, número de bromélias com atividade de canto e número de cantos. O componente 1 mostrou que o número de cantos estava associado positivamente ao volume de água e número de bromélias com atividade e negativamente às

temperaturas da água e do ar.

Isto que vimos de forma exploratória no PCA, foi testado por uma regressão múltipla passo a passo, que selecionou como variáveis explicativas o volume de água positivamente (f=7,984 e p=0,006) e a temperatura do ar negativamente (f=3,470 e p=0,068).

Duas análises de variância, uma onde o fator era temperatura do ar, representada por faixas, e outra com volume de água foram realizadas. O número de cantos, logaritimizado para homogeneização das variâncias, não variou significativamente nas primeiras faixas (T=7ºC a T=22ºC), mas caiu significativamente na última faixa (T=22,1ºC a T=27ºC), que indica que existe um ótimo de temperatura onde *S. v-signatus* apresenta maior atividade de vocalização, não vocalizando, ou diminuindo drasticamente sua atividade em temperaturas mais altas. Como as temperaturas mais altas se apresentam durante o dia, provavelmente a baixa taxa de atividade de canto diurna deve ter relação com a dessecação que os indivíduos podem sofrer, além de estarem mais suscetíveis a predação.

Percebemos uma situação contrária quando analisamos o volume de água, o número de cantos não é significativo quando o volume de água é pequeno. Porém a análise demonstra que, em volumes acima de 20 litros, existe uma atividade de canto ótima, o que corrobora a nossa hipótese de que o volume de água é o fator principal que influencia a taxa de atividade de canto de *S. v-signatus*.

Foi observada atividade de canto apenas nas bromélias, nunca na vegetação ao redor das plantas. Os machos vocalizam tanto com o corpo voltado para parte interna da bromélia (cabeça para baixo) como com a cabeça apontada para a parte externa da bromélia. De forma geral, como descrito em Lutz (1973) os machos vocalizam no interior da bromélia na superfície adaxial das folhas, mas observamos machos vocalizando na parte abaxial das folhas. Como descrito em Wells & Schwartz (1982), o comportamento de vocalização no interior das rosetas pode reforçar as ondas sonoras emitidas, produzindo um sinal de maior intensidade. Foram observados até quatro indivíduos vocalizando na mesma bromélia.

As oviposições acompanhadas, diferentemente do proposto como padrão de oviposição para espécies do grupo "perpusillus" (Peixoto, 1986), foram realizadas de uma só vez no tanque central de uma única bromélia. Provavelmente a oferta de água é o fator que determina esse comportamento, pois as desovas de *S. v-signatus* observadas em espécies de bromélias que acumulam menos água apresentaram menos ovos.

Não encontramos *Scinax v-signatus* em atividade reprodutiva apenas em *Alcantarea imperialis* mas, através de contato visual de adultos, larvas e de vocalizações, *S. v-signatus* foi registrada em *Vriesea philipocobourgii, V. bituminosa, Canistrum lindenii, Neoregelia concentrica, Alcantarea geniculata* e *Quesnelia libboniana*, caracterizadas por serem micro-habitats com características morfológicas bem distintas de *A. imperialis* e entre si.

4. Conclusões

S. v-signatus apresenta atividade reprodutiva, representada pela atividade de canto, ao longo das 24 horas do dia, ao contrário do proposto para o grupo, com picos de vocalização ocorrendo das 20h às 4h. A baixa atividade de canto durante o dia pode estar relacionada a predação, quando estariam mais visíveis, ou a altas temperaturas, proporcionando dessecamento, por esse motivo durante o dia encontramos os adultos imersos em água escondidos entre as bainhas das axilas das bromélias.

As grandes dimensões de *A. imperialis*, com grandes tanques com disponibilidade regular de água, explica porque observamos em *S. v-signatus* atividade reprodutiva durante todo ano, representada tanto pela alta taxa de vocalização como pela presença de grande número de girinos nas bromélias. Essa oferta constante de grande quantidade de água pode também ser a explicação para que as desovas não ocorram divididas em diferentes *phytotelmata*.

Ao contrário de outros anuros bromelígenas do PARNASO como *Flectonotus goeldii* e *F. fissilis*, *Scinax v-signatus* não parece estar estritamente relacionada a características morfológicas específicas de uma determinada espécie de planta abrigo.

Este trabalho mostra a necessidade de conservação das bromélias-tanque para esta e outras espécies de anfíbios anuros que dependem deste tipo de habitat para completar seu ciclo de vida. Além dos anfíbios, as bromélias-tanque servem como recurso para uma série de outros grupos animais como répteis, mamíferos, aves, insetos, aracnídeos e crustáceos. Isto sugere que a conservação deste micro-habitat pode ser um ponto estratégico para a manutenção da diversidade biológica nas matas do PARNASO e outras regiões de formação florestal serrana.

5. Referências Bibliográficas

Cardoso, A.J. & Haddad, C.F.B. (1992). Diversidade e turno de vocalizações de anuros em comunidade neotropical. *Acta Zool. Lilloana* 41: 93-105.

Crump, M.L. (1974). Reproductive strategies in a tropical anuran community. *Misc. Publ. Mus. Nat. Hist. Univ. Kansas* 61: 1-67.

Donnely, M.A. & Guyer, C. (1994). Patterns of reproductions and habitat use in an assemblage of neotropical frogs. *Oecologia (Berlin)* 98: 291-302.

Duellman, W.E. & Trueb, L. (1986). *Biology of Amphibians*. New York, St. Louis, San Francisco: McGrawHill Book Co.

Fish, D. (1983). Phytotelmata: flora and fauna. In: Frank, J.H. and Lounibos, L.P. (eds.). *Phytotelmata: terrestrial plants as hosts for aquatic insects communities*, 1-27. Plexus, Medford, New Jersey.

Frank, J.H. & Lounibos, L.P. (1987). Phytotelmata: swamps or islands? The Florida Entomologist, 70 (1): 14-20.

Haddad, C.F.B. & Sawaya, R.J. (2000). Reproductive Modes of Atlantic Forest Hylid Frogs: A General Overview and the Description of New Mode. *Biotropica* 32 (4b): 862-871.

Laessle, A.M. (1961). Microlimnological study of Jamaican bromeliads. *Ecology* 42 (3): 499-517.

Lannoo, M.J., Townsend, D.S. & Wassersug, R.J. (1987). Larval Life in the Leaves: Arboreal Tadpoles Types, With Special Attention to the Morphology, Ecology and Behavior of the Oophagus *Osteopilus bruneus* (Hylidae) larvae. *Field. Zool*., n.s., pp. 1-31.

Lutz, B. (1973). *Brazilian species of Hyla*. University of Texas Press, Austin, xix + 262.

Oliveira, F.B. (2002). *Comportamento vocal de Scinax gr. perpusillus (Anura: Hylidae): correlação fisiológicas e ecológicas da variação intra específica.* Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, SP. 124 pp.

Peixoto, O.L. (1977). *Anfíbios anuros associados a bromeliáceas nos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo.* Tese de Mestrado, Museu Nacional, RJ.

_____. (1986). *Espécies bromelígenas do gênero Ololygon: o grupo "perpusilla" (Amphibia, Anura, Hylidae).* Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, SP.

_____. (1987). Caracterização do grupo "Perpusillus" e reavaliação da posição taxonômica de *Ololygon perpusilla perpusilla* e *Ololygon perpusilla v-signata* (Amphibia, Anura, Hylidae). *Arq. Univ. Fed. Rur. Rio de Janeiro*, 10 (1-2): 37-49.

_____. (1995). Associação de Anuros a Bromeliáceas na Mata Atlântica. *Rev. Univ. Rural – Sér. Cienc. da Vida, vol* 17 (2): 75-83.

Wells, K.D. & Schwartz, J.J. (1982). The Effect of vegetation on the propagation of calls in the neotropical frog *Centrolenella fleischmanni*. *Herpetologica*, 38 (4): 449-455.

Cazuzinha: um remanescente de mata atlântica no recôncavo sul da Bahia

Ivan dos Reis Cardoso[1]
Luzimário Lima Pereira[2]

1. Introdução

Reflexo do clima e do solo, e das dimensões territoriais, a vegetação brasileira se apresenta bastante diversificada. São conjuntos de vegetais que se apresentam de modo mais simples, homogêneo, ou mais diversificado e complexo. Um destes conjuntos é a Mata Atlân-

tica que originalmente se estendeu tanto na região litorânea, desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul, como nos planaltos e serras que salientam na direção continental. Nesta faixa que beira o Oceano Atlântico, a mata se apresenta, ora mais larga ou mais estreita, variando em média 200 Km de extensão.

A menos de 100 Km da área litorânea, no Recôncavo Sul da Bahia, no município de Cruz das Almas, em meio à paisagem urbana, está um remanescente da Mata Atlântica: A Mata de Cazuzinha. São cerca de 11,7ha - segundo a Secretaria de Agricultura do Município, dividido entre a administração municipal e a estadual. É uma área de mata que ainda guarda características originais e sobreviveu à política desenvolvimentista ao longo da História brasileira; à política expansionista da exploração de madeira, à implantação de lavouras, às práticas de queimadas para implantação de pastagens, ao crescimento urbano desordenado, à falta de uma política florestal nacional e poluição ambiental. Tais fatores agem isoladamente ou em conjunto, eliminando áreas da mata ou causando constante fragmentação e fragilização dos remanescentes, especificamente no caso de "Cazuzinha".

Esta pesquisa tem como propósitos: Revelar as diferentes possibilidades de visão/ação e as conseqüências a respeito de remanescentes de formações vegetais, a exemplo da Mata de Cazuzinha; Converter-se em documento para ouras pesquisas e, ajudar na orientação de ação que norteará o futuro desse remanescente.

2. Metodologia

Para se analisar este objeto, dentro a perspectiva e situação em que se apresenta, foi adotado como método procedimental o estudo de caso, por se tratar de uma investigação de dados e formações de um determinado fenômeno que, de resto, repousa num lugar sujeito a contínuas transformações, sobretudo no âmbito antrópico. Em termos de abordagem, o modelo mais adequado perpassa pelo dialético: na analise da mata coletamos informações através de entrevistas semidirecionadas num total de 34, de modo aleatório, buscando variar o perfil do entrevistado entre pessoas residentes na vizinhança e transeuntes. Buscamos levantar um recorte que retrate a realidade presente na mata e respectivas sugestões do que a mata pode se tornar dentro desse processo contínuo, analisando por um viés geográfico se esta seria a melhor condição para o bem-estar social.

A Mata de Cazuzinha

Um remanescente de floresta, especialmente da atlântica é um retrato em potencial dos processos históricos e sócio-econômicos por que passou o lugar em que permanece, bem como da concepção ecológica construída pela população local ao longo do tempo. O remanescente estudado aqui ainda tem peculiaridades da Mata Atlântica em seu estado natural e também do estado momentâneo com os percalços que a levaria a destruição total.

Na pesquisa feita neste local, parte da faixa que abrange, desordenadamente, cerca de 70% da população brasileira, as entrevistas revelaram um quadro que por ora já é suficiente para (re)levantar discussões a respeito da Mata de Cazuzinha.

O perfil dos informantes revelou-se bem equilibrado quanto ao gênero (com 18 homens e 16 mulheres), a faixa etária variando entre 15 e 63 anos, com escolaridade de 1º grau completo (6 pessoas), 2º grau (19 pessoas) e superior/mestre (9 pessoas); a maioria, 59% são moradores da sede do município de Cruz das Almas e os 41% restantes são moradores da região (municípios vizinhos e zona rural); todos afirmaram conhecer a mata, sua localização, o nome e até arriscam fatos históricos curiosos e fictícios para essa reserva florestal, como por exemplo: um incêndio em 2002 sem causa visível, a presença de uma cobra gigante que sempre aparece nas margens da mata, o cadáver de uma mulher que apareceu em um dos caminhos que atravessa a mata e que não houve explicação satisfatória para a população, a existência de um velho chafariz abandonado.

Do total de pessoas entrevistadas, 38% afirmou que, mesmo conhecendo a mata, nunca a visitou em seu interior apresentando como motivo: a falta de oportunidade, em 47% das opiniões; 30% afirmaram que tem medo e 23% disseram que não tem interesse.

No outro oposto, 62% afirmaram que já visitou a mata. Desse total, 57% fizeram visitas com o objetivo de passeio, 23% utilizaram a mata para estudo em aula prática oferecidas pelas instituições de ensino local e os demais, 20% distribuem-se em visitas: em campanhas de conservação ou coleta de lixo, para atividade extrativa (abelha, madeira, mudas de plantas, etc) e para atalho ou trilha. Desse modo pode-se observar utilidades variadas da mata para os que a procuram, isso sem considerar que o universo entrevistado foi pequeno e que o leque de utilidades seria ainda maior se o horizonte da pesquisa também se alargasse.

Quanto a questão da preservação, um dos grandes desafios dos que buscam garantir a conservação é reverter o processo que diminui a cobertura vegetal com usos que historicamente marca o início da colonização. Aqui na pesquisa, 33 pessoas ou 97% conhecem a necessidade de garantir a mata ou parte dela no estágio de conservação mais próxima possível do natural. Somente uma pessoa, comerciante de 25 anos, não residente em Cruz das Almas, mas em Feira de Santana, a 72 Km da mata é que aponta um loteamento como destino final da área remanescente. Assim, a busca pela recuperação, proteção e principalmente a sustentabilidade de Cazuzinha é o trunfo apontado pela maioria: transforma-la em parque ambiental ou parque para lazer, 27%; reflorestar, 12%; cercar, 10%; colocar vigilância, 27%; promover visita técnica, 6%; e promover uma limpeza geral (coleta de lixo) 18%. No entanto, garantir estas perspectivas tornou-se difícil, depende de políticas públicas de conservação, estratégias de ação para o bioma e conscientização da população.

Sabe-se, no entanto, que o remanescente de vegetação atlântica de Cazuzinha, na condição em que se encontra proporciona à população depósito de lixo, foco de mosquito transmissor da dengue, esconderijo de marginais, ponto para uso de drogas, falta de segurança, descaso público condições citadas pelos entrevistados e inversas às que naturalmente proporcionaria: proteção e regulamento dos fluxos de mananciais hídricos, controle do clima, abrigo de biodiversidade, garantia de beleza paisagística e de patrimônio histórico que já faz parte da identidade e memória do povo cruzalmense e da região.

3. Conclusão

Apesar da real e forte devastação que a massa vegetal atlântica sofreu no percurso histórico do Brasil, ainda há pontos remanescentes – é o caso da Mata de Cazuzinha; neste caso a população sinaliza que se não houver uma reversão urgente na forma de condução dessa mata e pela conseqüente fragmentação que sofre, passará à destruição por completo. O resultado da política de desenvolvimento e a urbanização em seus diversos fatores formam o conjunto que causou a destruição quase que total do bioma de vegetação atlântico e a continuidade de atitudes inconseqüentes levará a fim os remanescentes solitários que ainda perduram. Que o foco da destruição completa de Cazuzinha não se revele. É necessário barrar e reverter à situação com uma ação enérgica de todos: ONG's, instituições de ensino e pesquisa, do Estado, igrejas, empresas privadas e da população em conjunto.

4. Bibliografia

ELOY, A. M. M. *Considerações para a implantação do parque municipal de Cruz das Almas.* UCSAL, Bahia, 1991.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. *Boletim informativo, Fundação SOS Mata Atlântica*, ago/set, nº, 1999.

1 Lic. Em Geografia, Mestre em Ciências Agrárias – Desenvolvimento Rural pela Universidade Federal da Bahia e Professor de Metodologia da Geografia na UNEB – Universidade do Estado da Bahia – Campus XI

2 Graduando em Engenharia Agronômica na Escola de Agronomia – Universidade Federal da Bahia.

Efeito de borda sobre a abundância do roedor *akodon montensis* em um fragmento florestal urbano [1]

Izabel C. da Silva
Aluna do Curso de Ciências Biológicas, UNIVAP.
Júlio Cesar Voltolini
Orientador - Professor do Departamento de Ciências Biológicas, UNITAU.
Co-Orientador – Professor de Ciências Biológicas, UNIVAP.
Alberto Resende Monteiro

1 - Introdução

A fragmentação da vegetação nativa do Brasil e uma das maiores ameaças a diversidade biológica (Costa *et al*., 1998). A crescente urbanização vem intensificando nos últimos anos com a criação de novos condomínios e bairros, provocando a fragmentação nativa. Essa urbanização tem originado fragmentos pequenos os quais não suportam determinadas espécies, principalmente as mais exigentes, e aquela que necessitam de área de vida relativamente grande.

Uma floresta fragmentada pode provocar interações entre dois habitats formando uma faixa de transição denominada borda. Alguns grupos animais evitam a borda e outros se adaptam podendo aumentar as populações. Este estudo investigou a hipótese da abundância de *Akodon montensis* associada à distância de captura a partir da borda.

O roedor *Akodon montensis* foi registrado pela primeira vez no Paraguai por Thomas (1913) e ocorre também no centro do Uruguai, nas Províncias de Misiones e Chaco, na Argentina, e no Brasil, nos Estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná e São Paulo (Eisinberg & Redford, 1999).

Na Argentina, esses roedores habitam áreas de vegetação densa, sendo facilmente encontrados sob troncos caídos e próximos a arroios (Massoia & Fornes, 1962). No Parque Nacional de Iguaçu, é uma das espécies mais abundantes e de dispersão mais generalizada, embora exiba certas preferências por terrenos planos e secos, e ambientes transicionais, onde arbustos e restos de vegetação são freqüentes (Crespo, 1982). Redford & Eisenberg (1992) citam a espécie como comum em florestas e em zonas limítrofes entre floresta e campo no leste do Paraguai. Crespo (1982) relata que esses roedores se alimentam de vegetais e sementes, bem como as larvas e adultos de diversos insetos.

2 - Métodos

O estudo foi realizado em um fragmento de mata Universidade do Vale do Paraíba (Univap), Unidade Villa Branca na cidade de Jacareí. A área tem aproximadamente 13 hectares de Floresta Atlântica, localizada próximo a rodovia Geraldo Scavoni Km 98 na Estrada Velha Rio (SP), em área de expansão urbana do Município de Jacareí.

O fragmento tem borda com vegetação mais densa que no interior onde se estabeleceu dois transectos distantes 100 metros e com estações de amostragem a cada 10m utilizando-se armadilhas de solo tipo Shermann. Como isca, utilizou-se banana picadas misturada com farelo de milho.

Registrou-se o número de capturas e a distância da borda de cada captura durante nove dias de amostragens.

3 - Resultados

No primeiro transecto observou-se uma leve associação negativa entre a distância da borda e o número de capturas (correlação de Spearman n=14; r_s = - 0,10; p=0,73) e no segundo transecto esta associação foi mais forte e significativa (correlação de Spearman; n=20; r_s = - 0,68; p=0,001). Ou seja, haveria uma tendência de quanto menor a distância da borda maior o número de capturas registrado.

A borda do fragmento é formada por um emaranhado de vegetação composto por trepadeiras e outras espécies pioneiras de crescimento rápido, fornecendo um excelente abrigo para a espécie contra possíveis predadores.

4 - Discussão

Os resultados apresentados confirmam que o roedor *Akodon montensis* responde ao efeito de borda. Dados da literatura confirmam esse padrão, apontando uma relação entre roedores e outros animais que obtêm alimento tanto do habitat modificado como do habitat intacto. Propõe-se nova hipótese: o maior número de capturas na borda poderá estar associado á estrutura da vegetação como abrigo desta população.

5 - Referências Bibliográficas

COSTA,C.M.R.; HERMMANN, G.; MARTINS,C.S.; LINS, L.V.; LAMAS, I.R. 1998. Biodiversidade em Minas Gerais: Um Atlas para sua Conservação. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

CRESPO, J.A 1982. Ecologia de la comunidad de mamiferos del Parque Nacional de Iguazu, Misiones. Revta Mus.Argent. Cienc.Nat. “Bernadino Rivadavia”, Inst. Nac. Invest. Nat., Buenos Aires, 3, 2: 45-162, 10 lam.

EISENBERG, J.F & REDFORD, K.H. 1999. Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics. Vol.3. Chicago, Univ. of Chicago. 609p.

MASSOIA,E & FORNES ,A 1962. Un cricétido nuevo para la Argentina: *Akodon arviculoides montensis* Thomas (Rodentia). Physis, Buenos Aires, 23, 65: 185-194.

REDFORD, K.H & EISENBERG, J.F 1992. Mammals of the Neotropics: The Southern Cone. Vol.2 Chicago 430p.

THOMAS, O 1913. New forms of *Akodon* and *Phyllotis*, and a new genus for “Akodon” teguina. Ann Mag. Nat. Hist., London, 11: 404-409.

Fitossociologia de um trecho de Floresta secundária na Serra da Bocaina, Angra dos Reis, RJ.

Izar Aximoff[1,2]; Cláudia Vieira; Maria Fernanda Quintela[1,3] & Marco A. Louzada [4]
1.Laboratório de Ecologia Aplicada / UFRJ; 2. izarrj@zipmail.com.br; 3. Profª Adjunta / Depto de Ecologia - UFRJ; 4. Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Ecologia - PPGE / UFRJ.

1. Introdução

A denominação “Floresta Ombrófila Densa” foi proposta por ELLEMBERG E MUELLER-DOMBOIS (1965/6), sendo adotada pelo Projeto RADAMBRASIL (1983) e por VELOSO (1991) na obra “Classificação da Vegetação Brasileira, adaptada a um sistema universal”. Esta designação foi adotada pelo IBGE para todo o Brasil. Este ecossistema é caracterizado por fanerófitas, e, além de lianas e epífitas em abundância, sua característica ecológica principal reside nos ambientes ombrófilos que marcam muito bem a região florística vegetal.

A subdivisão da Floresta Ombrófila Densa, realizada pelo RADAMBRASIL (*op cit.*) e VELOSO (*op cit*.), baseia-se em faixas altitudinais, sendo composta pelas formações das Terras Baixas, Submontana, Montana e Alto Montana. A Floresta Submontana ocupa as altitudes compreendidas entre 50 e 500 metros e a cobertura vegetal da Serra da Bocaina na região da Costa Verde (litoral sul do Rio de Janeiro) representa uma das maiores extensões contínuas do Estado (ROCHA *et al*. 2003).

Para esta região poucos trabalhos foram realizados, no entanto na ultima década houve um aumento expressivo no numero de trabalhos florísticos e/ou fitossociológicos nestas diferentes formações (FARAG *et al.*1997, MARQUES *et al.*1997, MELO & MANTOVANI 1994, SANCHEZ *et al.*1999, TABARELLI & MANTOVANI 1998). Estudos fitossociológicos mostram o papel exercido por cada espécie dentro da comunidade (RODRIGUES & GANDOLFI, 1998) e também contribuem de forma decisiva na indicação dos estágios sucessionais e para uma maior avaliação da influência de fatores de clima, solo e ação antrópica nas comunidades vegetais. Este trabalho foi desenvolvido como parte dos estudos ambientais contratados pela ELETRONUCLEAR - Eletrobrás Termonuclear S.A. e realizados ao longo do ano de 2002 e no primeiro trimestre de 2003. Objetivos: caracterizar a composição das florestas circunvizinhas; analisar seu estado de conservação e comparar floristicamente a área estudada com

outros trabalhos para as mesmas formações, no intuito de contribuir para o conhecimento e preservação da Floresta Atlântica. Neste trabalho são apresentados os resultados do inventário realizado em área de floresta secundária situada no morro em frente à Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto (CNAAA) em Angra dos Reis, RJ, onde ficam as torres de comunicação da empresa e na encosta próxima à chamada praia do Mamede.

2. Materiais e métodos

Para o levantamento fitossociológico foi adotado o método de parcelas (MUELLER-DOMBOIS & ELLEMBERG, 1974), sendo a amostragem realizada através da instalação de 20 parcelas de 20 x 25 m, totalizando uma área de 1,0 ha.

Foram considerados todos os indivíduos de porte arbóreo, com diâmetro do caule ao nível do peito (DAP) maior ou igual a 5 cm e altura total maior ou igual a 1 m. Todos os indivíduos selecionados no critério de inclusão foram marcados com plaquetas de PVC numeradas, e tiveram suas medidas de CAP e a altura registradas. As alturas foram estimadas por comparação com a vara da tesoura de alta poda. Em cada parcela amostrada foram coletados ramos férteis / estéreis de todos exemplares que não fossem conhecidos pelo coletor. Quando foi necessário empregou-se a técnica da escalada para realização das coletas de material botânico. Os materiais coletados foram acondicionados em sacos de coletas e prensados ao final do dia com elaboração de uma ficha de identificação para cada espécie. O número de exemplares, o acondicionamento, a prensagem e a herborização foram processados conforme CASTRO (1987) e este material foi entregue ao Herbarium Bradeanum (HB), conveniado com a Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ, para secagem e preparação para posterior identificação botânica. Todo material foi identificado através da metodologia clássica de morfologia comparada, bem como foi feito uso de chaves de identificação, uso de literatura especializada e comparação com exsicatas de herbários. Quando não foi possível a identificação do material coletado até o nível de espécie, esta se deu até a categoria taxonômica mais abrangente mais próxima, no caso Gênero ou Família, sendo considerada então como morfoespécie (exemplo: *Cordia* sp1., MYRTACEAE sp1.).

3. Resultados

Aspectos florísticos da área de estudo

As amostragens foram realizadas em dois trechos de floresta submontana secundária. Uma das áreas localiza-se próximo ao topo do morro onde estão instaladas as torres de comunicação da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto, CNAAA, em Angra dos Reis. O histórico da região aponta para a ocorrência de modificações na cobertura vegetal pelo menos em função da abertura da estrada que leva da BR101 até o topo do morro. Não é descartada a possibilidade de desmatamento devido à presença de fazendas na região, em época anterior à implantação da CNAAA na década de 70. A segunda área inventariada fica na mesma face do relevo que a anterior, porém na encosta próxima a praia do Mamede. Atualmente existem cultivos de banana em meio à mata secundária de ambas as regiões consideradas.

As florestas inventariadas apresentam um dossel superior mais ou menos contínuo, onde sobressaem espécies arbóreas como Ficus (e.g. *Ficus insipida, F. arpazuza), Virola* cf. *gardneri, Alchornea triplinervia, Hyeronima alchorneoides, Quararibea turbinata, Cordia* sp., *Sloanea* sp. e *Cedrela* cf. *odorata*, entre outras. Arbustos e árvores comuns na submata são ilustrados por gêneros como *Urera, Guarea, Siparuna, Guapira (G. opposita), Miconia, Trichilia, Psycotria* e *Piper*. Entre as palmeiras aí encontradas destaca-se *Astrocaryum aculeatissimum*. É comum a existência de lianas representadas por gêneros como *Smilax, Serjania, Mikania, Adenocalymma, Arrabidaea, Acacia, Bauhinia* e *Peltasyes* (*P. peltatus*). Ervas são por sua vez exemplificadas por *Heliconia* cf. *angusta, Anemia phyllitidis, Costus spiralis* e *Pothomorphe umbellata.* Entre as epífitas e hemiepífitas mais comuns sobressaem exemplares das Famílias BROMELIACEAE (e.g. *Vriesea* spp., *Nidularium* spp.), CACTACEAE *(Rhipsalis spp.) e* ARACEAE *(Anthurium* spp., *Philodendron* spp. *e Monstera adonsonii)*. Em particular na área da praia do Mamede foram observados indícios da extração de palmito e também armadilhas de espera (conhecidas como "trepeiros").

Estrutura da vegetação

Foram encontrados 840 ind./hectare, distribuídos em 39 famílias 70 gêneros e 104 espécies / morfoespécies. Nos estudos apresentados em NATRONTEC (1998), a floresta situada no relevo à frente da CNAAA, foram obtidos 313 indivíduos arbóreos, distribuídos dentre 114 espécies, 64 gêneros e 38 morfoespécies para uma área amostral de 0,2ha. À partir dos dados totais levantados foi estimada uma densidade média de 1.565 ind.ha^{-1} de mata para um CAP ³ 10 cm (DAP ³ 3,18 cm)

As famílias com maior numero de espécies foram EUPHORBIACEAE (10), RUBIACEAE (9), MYRTACEAE (7), LEGUMINOSAE FABOIDEAE (7), MORACEAE (5), LAURACEAE (5) e PIPERACEAE, MONIMIACEAE, MELASTOMATACEAE, LEGUMINOSAE MIMOSOIDEAE com 4 espécies cada. As 10 espécies com maior número de indivíduos somaram 556 (66%), enquanto 44% dos indivíduos restantes são distribuídos em 29 famílias. Considerando a família LEGUMINOSAE sem suas subdivisões, estes valores mudam para 592 indivíduos (70%). A família com maior numero de indivíduos foi LAURACEAE (97) que apresentou somente 5 espécies. A família EUPHORBIACEAE apresentou maior numero de espécies e o segundo maior numero de indivíduos.

Com relação à composição específica, as espécies com maior Valor de Importância foram *Hyeronima alchorneoides* (EUPHORBIACEAE), *Cupania oblongifolia* (SAPINDACEAE), *Guapira opposita* (NYCTAGINACEAE), *Miconia cinnamomifolia* (MELASTOMATACEAE), *Piptadenia gonoacantha* (LEGUMINOSAE MIMOSSOIDEAE), *Ficus insipida* (MORACEAE), *Euterpe edulis* (ARECACEAE), *Ocotea puberula* (LAURACEAE), *Cabralea canjerana* ssp. *canjerana* (MELIACEAE) e *Nectandra leucantha* (LAURACEAE). O valor obtido para o índice de diversidade de Shannon-Weaver foi de 1,77 com equitabilidade de Pielou de 0,86. Para fins de comparação pode-se citar SILVA (1980) que realizou inventário na região de Ubatuba (SP) e, utilizando o método dos Quadrantes, obteve 123 espécies (DAP ³ 10cm) e para o índice de diversidade de Shannon-Weaver o valor de 3,49. Outro trabalho a ser mencionado foi o de GUEDES-BRUNI *et al*. (1996; *In*: GUEDES – BRUNI *et al*. 1997) onde foram obtidos 189 espécies (método das parcelas; DAP ³ 5cm) e para o índice de diversidade de Shannon-Weaver o valor de 4,05. A adoção de metodologias e limites de DAP distintos dificultam em muito as comparações, mas apesar disto os valores obtidos ficam próximos aos citados na bibliografia especializada.

Com relação à distribuição em classes de diâmetro, cerca de 80% dos indivíduos estão concentrados nas classes até 25cm, enquanto que 6,2% dos indivíduos estão concentrados acima de 50cm de diâmetro. Os maiores exemplares encontrados foram um exemplar de *Ficus insipida* com 111cm e outro de *Hyeronima alchorneoides* com 102cm.

Para distribuição de classes de altura, 46 famílias estão concentradas até a altura de 10 m, outras 40 famílias alcançam até 20m e somente 15 famílias alcançam a máxima altura que foi de 35m.

4. Conclusão

As áreas inventariadas representam a situação das florestas secundárias localizadas no entorno da CNAAA, sendo que não foi encontrado nenhum sinal recente da retirada de madeira. Ressalta-se que ainda ocorre a extração do palmito na região, em particular o *Euterpe edulis*. São florestas com uma composição específica e estrutura similar à encontrada em outros regiões.

(Levantamento realizado para a ELETRONUCLEAR - Eletrobrás Termonuclear S.A.- Gerência de Meio Ambiente - GMA.T, em 2002 e primeiro semestre de 2003)

5. Referências Bibliográficas

CASTRO A.A.J.F. 1987. Florística e fitossociologia de um cerrado marginal brasileiro, Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa Quatro. Campinas, 1987, 243 f. Dissertação de Mestrado em Biologia Vegetal. Universidade Estadual de Campinas.

FARAG, P.R.C.; F.C.P.TATAGIBA & L.G.E.SILVA. 1997. Relató-

rio sobre as formações vegetais e mapeamento da cobertura vegetal na Serra da Bocaina, Bananal-SP. Projeto em convenio do GEOHECO/ IG/UFRJ e Associação Pró Bocaina, financiado pelo FNMA/MMA.
GUEDES-BRUNI, R.R..; PESSOA, S. de V. A.; KURTZ, B.C. 1997. Florística e estrutura do componente arbustivo – arbóreo de um trecho preservado de floresta Montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima. *In*: LIMA, H.C. & GUEDES-BRUNI, R.R. (Eds.) 1997. Serra de Macaé: Diversidade Florística e Conservação em Mata Atlântica. Jardim Botânico. 346p.
MARQUEZ, M. C. M.; A . S. VAZ; R. MARQUETE. 1997. Flórula da APA – Cairuçu, Parati, RJ: espécies Vaculares. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, RJ.
MARQUEZ, M. C. M.; A . S. VAZ; R. MARQUETE. 1997. Flórula da APA – Cairuçu, Parati, RJ: espécies Vasculares. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, RJ.
MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. Aims and methods of vegetacion ecology. New York: John Willey & Sons, 1974.
NATRONTEC, 1998. Estudo de Impacto Ambiental da Usina Nuclear Angra 2. Rio de Janeiro 8v.
PESSOA, S. de V.A.; GUEDES – BRUNI, R. R.; KURTZ, B. C. 1997 Composição florística e estrutura do componente arbustivo – arbóreo de um trecho secundário de floresta montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima. *In*: LIMA, H.C.L. & GUEDES – BRUNI, R. R. (Eds.) Serra de Macaé de Cima: Diversidade Florística e Conservação em Mata Atlântica. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. p.146-168.
RADAMBRASIL. 1983. Folha SF. 23 / 24. Rio de Janeiro / Vitória; Geologia, Geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. PROJETO RADAMBRASIL. Rio de Janeiro. 780p.
ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; ALVES, M.A.S. & SLUYS, M.V. 2003. A Biodiversidade nos Grandes Remanescentes Florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas Restingas da Mata Atlântica. São Carlos. Editora RiMa. 160p.
RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Restauração de Florestas Tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. *In*: DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. (Ed.). Recuperação de áreas degradadas. Viçosa: UFV., 1998. p.203-215.
SANCHES, M.; F. PEDRONI; H.F. LEITÃO-FILHO; O . CESAR. 1999. Composição Florística e Estrutura de Mata Atlântica em Picinguaba, Ubatuba, SP. Revista Brasileira de Botânica 22(1).
SILVA, A.F. 1980. Composição Florística e estrutura de um trecho da mata atlântica de encosta no município de Ubatuba – SP. Dissertação de Mestrado- UFV – MG.
SILVA, A.F. da & LEITÃO FILHO, H. F. 1982. Composição florística e estrutura de um trecho da mata atlântica de encosta o município de Ubatuba (São Paulo, Brasil). Revta. bras. Bot. 5: 43 – 52.
TABARELLI, M.& W. MTOVANI.1999. A riqueza de espécies arbóreas na Floresta Atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). Revista Brasileira de Botânica, 22 (2): 217-223.
VELOSO, H.P., RANGEL FILHO, A.L.R. & LIMA, J.C.A. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro, IBGE, 124p.

Investigação de Potencial Alelopático de *Humiria balsamifera* Aubl. (Humiriaceae) da Restinga de Jurubatiba na Germinação de Sementes de alface (*Lactuca sativa*)

Jacqueline Martins Gomes [a] & Eduardo Arcoverde de Mattos [b]
[a]graduação Ciências Biológicas – Universidade Federal do Rio de Janeiro (jacmg@hotmail.com)
[b]Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro (eamattos@biologia.ufrj.br)

1.Introdução

Diversos mecanismos de interação podem atuar nos padrões de distribuição e abundância de espécies em um dado ambiente. Interações positivas ocorrem quando uma espécie favorece o crescimento ou a sobrevivência de outras ao atenuar fatores ambientais adversos. Em ambientes onde ocorrem condições desfavoráveis as interações positivas tendem a aumentar em importância. Recentemente, foi descrito em vegetação aberta de restinga o papel facilitador de *Clusia hilariana* no estabelecimento de outras espécies vegetais (Zaluar & Scarano 2000). No entanto, interações negativas como a alelopatia também podem modificar o padrão de abundância e distribuição de espécies dentro de uma comunidade vegetal (Baskin & Baskin 2001).

A alelopatia é definida como um tipo de interação planta-planta na qual a liberação de substâncias produzidas por uma inibe o crescimento de outra (Molisch 1937 *apud* Gant & Clebsch 1975). Sua importância ecológica tem sido discutida em função de sua interferência na produção agrícola, na ação de plantas invasoras em sistemas florestais e na distribuição e abundância das espécies em sistemas naturais (Inderjit & Asakawa 2001, Al-Humaiad & Warrag 1998, Gant & Clebsch 1975, Kaminsky 1981, del Moral & Muller 1970).

Humiria balsamifera (Humiriaceae) é uma espécie lenhosa que ocorre no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba na formação arbustiva aberta de Ericaceae. Observa-se visualmente que o sub-bosque de *H. balsamifera* é menos denso do que aquele em moitas de *Clusia hilariana* na mesma formação. Desta forma, investigamos se *H. balsamifera* apresenta potencial alelopático sobre a germinação de sementes de alface.

2.Métodos

Amostras compostas de folhas verdes, folhiço e solo de 5 indivíduos de *H. balsamifera* foram coletadas e utilizadas para o preparo de extratos aquosos com água destilada. Os extratos de folhas verdes e folhiço foram feitos nas concentrações de 5%, 10% e 20% e o extrato de solo na concentração de 100g/100 ml de água. Para o teste de germinação utilizamos 30 sementes de *L. sativa* por placa de Petri (9 cm de diâmetro) com substrato de papel de filtro. Cada placa de Petri recebeu 5 ml de um extrato e os tratamentos foram replicados dez vezes. Como controle utilizamos água destilada. As placas foram incubadas em câmara de germinação sob temperatura controlada. Consideramos germinadas as sementes cujas radículas atingiram no mínimo 3 mm de comprimento. O experimento teve duração de 5 dias.

3.Resultados e Discussão

Os compostos alelopáticos tendem a acumular no solo em função da decomposição do folhiço e da lavagem das partes aéreas pela chuva. No entanto, não foi encontrada diferença significativa entre a germinação no extrato de solo e o controle. Isto pode estar associado ao fato de que solos arenosos como os de restinga adsorvem compostos fenólicos em menor proporção do que solos de textura mais fina e com maior conteúdo de matéria orgânica (del Moral & Muller 1970, Inderjit & Dakshini 1994).

A velocidade de germinação não apresentou uma tendência de diminuição em função dos tratamentos. No entanto, a germinabilidade final foi significativamente menor do que o controle nas concentrações de 10 e 20% de folhas verdes e de 10% de folhiço. Devemos considerar, no entanto, que a diminuição da germinação pode estar relacionada tanto a efeitos alelopáticos quanto a efeitos osmóticos. Folhas frescas ou verdes apresentam uma série de solutos em seu interior, como açúcares, ácidos orgânicos, substâncias do metabolismo secundário e íons, que ainda não foram liberados para o ambiente através da decomposição. Estes solutos podem estar presentes nos extratos de folhas e causar a diminuição do potencial hídrico por aumentar a pressão osmótica, o que pode dificultar a etapa de embebição necessária ao início da germinação (Larcher 2000, Raven *et al.* 1996). No experimento realizado os efeitos osmóticos

na diminuição da germinação não foram excluídos porque não foram medidas as pressões osmóticas dos extratos. No caso dos extratos apresentarem baixos potenciais hídricos, estudos futuros comparando a germinação nos extratos com a de soluções com potencial osmótico equivalente serão necessários para caracterizar conclusivamente o efeito alelopático de *H. balsamifera* para a germinação de sementes de alface.

4.Conclusões

Extratos aquosos de folhas e folhiço de *H. balsamifera* causam a inibição da germinação de sementes de *L. sativa*, no entanto, ainda não temos evidências conclusivas da ocorrência de alelopatia de *H. balsamifera*.

5. Referências Bibliográficas

Al-Humaiad, A.I. and Warrag, M.O.A. (1998). Allelopathic effects of mesquite (*Prosopis juliflora*) foliage on seed germination and seedling growth of bermudagrass (*Cynodon dactylon*). Journal of Arid Environments 38: 237-243.

Baskin, C.C. & Baskin, J.M. (2001). Ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. Academic Press. Orlando, Florida.

Del Moral, R. & Muller, C.H. (1970). Allelopathic effects of *Eucalyptus camaldulensis*. Amer. Midl. Naturalist 83: 254-282.

Fetene, M. & Habtemariam, S. (1995). Investigations on allelopathic properties of coffee (*Coffea arabica* L.) leaves, pulp and tree-canopy soil. Sinet: Ethiop. J. Sci 18(1): 51-65.

Gant, R.E. and Clebsch, E.E.C. (1975). The allelopathic influences of *Sassafras albidum* in old-field succession in Tennessee. Ecology 56 (3): 604-615.

Inderjit & Dakshini, K.M.M. (1994). Allelopathic effect of *Pluchea lanceolata* (Asteraceae) on characteristics of four soils and tomato and mustard growth. Amer. J. Bot. 81: 799-804.

Inderjit & Dakshini, K.M.M. (1995). On laboratory bioassays in allelopathy. The Botanical Review 61 (1): 28-44.

Inderjit and Asakawa, C. (2001). Nature of interference potential of hairy vetch (*Vicia villosa* Roth) to radish (*Rapanus sativus* L.): does allelopathy play any role? Crop Protection 20: 261-265.

Kaminsky, R. (1981). The microbial origin of the allelopathic potential of *Adenostoma fasciculatum* H & A. Ecol. Monogr. 51: 365-382.

Larcher, W. (2000). Ecofisiologia vegetal. Rima. São Carlos, SP.

Raven, P.H., Evert, R.F. & Eichhorn, S.E. (1996). Biologia Vegetal. Guanabara Koogan (ed.). Rio de Janeiro, RJ.

Zaluar, H.L.T. & Sacarano, F.R. (2000). Facilitação em restingas de moitas: um século de buscas por espécies focais. Em: Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras. (eds. F. de A. Esteves & L.D. Lacerda). NUPEM/UFRJ, Macaé, Rio de Janeiro. pp. 3-24.

Financiamento PELD/CNPq.

Comunidades de Insetos em Plantas: Impacto de Formigas Sobre Imaturos de Borboletas

Jarbas M. Queiroz [1] & Paulo S. Oliveira, Depto. de Zoologia, UNICAMP, Campinas, SP. [1] endereço atual: Depto. de Ciências Ambientais, UFRRJ, Seropédica, RJ, e-mail: jarbas@ufrrj.br

1. Introdução

As formigas compõem uma parte considerável da diversidade de espécies e biomassa em ecossistemas tropicais e desempenham funções importantes como a reciclagem de nutrientes e a predação de outros artrópodos (Hölldobler & Wilson, 1990). Com poucas exceções, elas possuem hábitos alimentares generalistas e ao moverem-se sobre plantas podem capturar uma grande variedade de presas, principalmente outros insetos. Sua presença em plantas é intensificada pela existência de fontes renováveis de alimento, como o néctar ofertado através de nectários florais e extraflorais e os exsudatos de insetos herbívoros - "honeydew" (Koptur, 1992).

Várias espécies de *Croton*, um gênero tropical de Euphorbiaceae, possuem nectários extraflorais com potencial para atração de formigas, no entanto, *C. floribundus*, comum na Mata Atlântica do Sudeste Brasileiro, atrai formigas para sua folhagem devido a presença de um hemíptero - *Aleurothrixus aepim*, Aleyrodidae – cujas ninfas produzem grandes quantidades honeydew. Os efeitos das formigas sobre o hemíptero são benéficos, pois aumenta a sobrevivência nos agregados de ninfas (Queiroz & Oliveira, 2001). As folhas de *C. floribundus* também são utilizadas como alimento por larvas de diferentes espécies de insetos especialistas em *Croton*. As borboletas *Anaea* (Nymphalidae: Charaxinae), por exemplo, ovipositam nas folhas de *C. floribundus* e suas larvas são importantes desfolhadoras da espécie, afetando negativamente outros herbívoros sobre as plantas (Queiroz, 2002 a,b).

Já que as espécies de formigas que coletam honeydew podem também atacar insetos sobre plantas, espera-se uma interação entre as formigas e os imaturos de *Anaea*, o que já foi sugerido em trabalho anterior (Caldas, 1995). Todavia, o impacto delas sobre a sobrevivência dos imaturos de *Anaea* ainda não foi quantificado. Neste estudo analisamos a sobreposição temporal, ao longo de um ano, na ocorrência de formigas e imaturos de *Anaea* em folhas de *C. floribundus* em uma Floresta Mesófila Semidecídua na Serra do Japi, Jundiaí-SP. Experimentalmente, avaliamos o efeito das formigas sobre a sobrevivência desses herbívoros. A sobreposicão temporal na ocorrência de formigas e herbívoros aumenta o efeito das primeiras sobre esses últimos e a maneira mais fácil de avaliar a magnitude dos efeitos é manipulando a presença de formigas através de experimentos de exclusão.

2. Métodos

a) Abundância e ocorrência sazonal dos imaturos de *Anaea*

A ocorrência e abundância de imaturos de *Anaea* em folhas de *C. floribundus* e a análise de sobreposição com a ocupação das plantas por formigas foi analisada amostrando-se mensalmente 80 diferentes arbustos de *C. floribundus*, de até 2 m de altura, em 1998. As plantas foram amostradas ao longo das margens de duas trilhas na Mata, cada uma com 500 m. Para cada planta amostrada registrou-se o número de ovos e larvas de *Anaea* e formigas. A distância mínima entre as plantas inspecionadas foi de cinco metros.

b) Efeitos de formigas na sobrevivência de *Anaea*

Arbustos de *C. floribundus* contendo desovas recentes de *Aleurothrixus aepim* foram marcados no final de março/1998. No início de abril, quando a maioria das plantas marcadas já tinha agregados de ninfas de *A. aepim*, todos os ovos e larvas de *Anaea* spp. encontrados foram excluídos das plantas. Para impedir o acesso de formigas às folhas foi utilizado o adesivo tanglefoot â fazendo uma barreira de 5 cm no ramo principal de um conjunto de plantas sorteadas (N = 20 plantas). Um conjunto maior de plantas recebeu uma pequena pincelada de tanglefoot, que não impedia que as formigas tivessem acesso às folhas (N = 40 plantas). As plantas tratamento e controle estavam padronizadas para altura e número total de folhas. Todos os ovos de *Anaea* postos após o isolamento foram marcados com uma caneta e a posição das folhas em que se encontravam foi registrada. A cada 5 dias as plantas foram inspecionadas, observando-se o desenvolvimento dos imaturos, sua sobrevivência e a presença de formigas. A sobrevivência dos ovos e larvas foi acompanhada até o final do mês de junho, quando as larvas provenientes de ovos postos nos primeiros 30 dias do experimento, já tinham atingindo o último estádio larval. Para comparar as curvas de sobrevivência dos imaturos em plantas isoladas ou não de formigas, utilizamos o método estatístico de Peto & Peto (Pike & Thompson, 1986).

3. Resultados

A análise da ocorrência de imaturos de *Anaea* ao longo do ano mostrou um pico de abundância desses desfolhadores entre o final da estação chuvosa e início da estação seca na região (Abril/Maio). A maior proporção de plantas com imaturos de *Anaea* (60% das plantas amostradas) foi observada nos meses de maior ocupação das plantas por formigas (36% das plantas amostradas). O mês de abril foi o período com maior

sobreposição; nesse mês, 20 plantas, das 80 amostradas, tinham imaturos de borboletas *Anaea* e formigas. A análise dos efeitos das formigas sobre os imaturos, através do experimento de exclusão, ocorreu, portanto, durante o período com maior potencial para eventos de predação por formigas.

Duas espécies de *Anaea* ovipositaram nas plantas utilizadas no experimento de exclusão de formigas. As espécies *A.* ryphea e *A.* otrere possuem ovos, estádios iniciais e comportamento muito semelhante e para efeito de análise foram consideradas em conjunto. Os ovos em abril e as larvas provenientes desses estiveram expostos às interações com as formigas por um maior período. Esses ovos representaram 64% de todos os ovos vistos durante as inspeções. Os ovos em maio representaram 33% e em junho 3%. As espécies de formigas encontradas sobre as plantas durante o experimento foram: *Brachymyrmex* sp., *Camponotus crassus, Camponotus rufipes, Camponotus* sp., *Crematogaster* sp., *Pheidole* sp., *Pseudomyrmex* sp., *Pachycondyla* sp., *Procryptocerus* sp., *Cephalotes* sp. e *Solenopsis* sp.

As análises sobre os ovos foram feitas sobre a coorte de abril. O número médio de ovos observados em plantas sem exclusão de formigas (4,06 ± 0,09 ovos) não diferiu do observado em plantas com exclusão de formigas (4,05 ± 0,15 ovos) (teste T; t = 0,008 ; GL = 50, P > 0,05). A maior taxa de mortalidade foi observada para o estágio de ovo: 70,58 ± 0,67% (N = 35) em plantas sem exclusão e 56,90 ± 1,5% (N = 17) para plantas com exclusão de formigas (Teste Mann-Whitney; U = 351,0; GL = 1; P > 0,05). A alta mortalidade dos ovos de *Anaea* está relacionada a sua imobilidade e quase nenhuma proteção ao ataque dos inimigos, pois faltam as características de defesas para ovos - cobertura por escamas, setas, fezes, teia ou espuma – observadas em outras espécies de insetos. Analisando-se apenas os ovos desaparecidos, a porcentagem média em plantas sem exclusão foi 35,56 ± 0,008% e com exclusão de formigas, apenas, 8,08 ± 0,008% (N = 17) (Teste Mann-Whitney, U = 405,5; GL = 1; P < 0,05). A remoção de ovos por formigas foi observada em duas ocasiões, envolvendo espécies de *Crematogaster* e *Pheidole*. Plantas com maior abundância de formigas tiveram maiores taxas de ovos desaparecidos (R^2 = 0,13 ; P < 0,05; y = 29,66 + 0,50 x, N = 35). Considerando o papel das formigas isoladamente, podemos afirmar que seu efeito médio é de cerca de 27% de mortalidade de ovos, o que corresponde a um pouco mais de 1/3 da mortalidade total observada para esse estágio.

A mortalidade das larvas foi muito pequena quando comparada com a dos ovos - as maiores taxas de mortalidade de larvas ocorreram no primeiro e terceiro estádios - e a curva que descreve a sobrevivência dos imaturos de *Anaea* aproxima-se das curvas do tipo côncava. Em plantas sem exclusão de formigas, 5,9% dos ovos alcançaram o quinto, e último, estádio larval e em plantas com exclusão de formigas o percentual foi igual a 11,9% dos ovos observados. Através de encontros induzidos entre larvas de *Anaea* e formigas constatamos que formigas podem predar larvas dessas borboletas (Queiroz *et. al*., em preparação). As diferenças nas curvas de sobrevivência entre os grupos experimentais foram significativas (c^2 = 5,3859; GL = 1; P < 0,05).

O número de ovos por planta explicou um parcela significativa da variação no número total de larvas – soma das larvas de cada estádio – nas plantas com exclusão de formigas (R^2 = 0,2522; y = 1,4729 + 0,8209 x; P < 0,05; N = 17). Todavia, evidenciando os efeitos da presença de formigas, não houve relação entre o número de ovos e o número total de larvas nas plantas sem exclusão de formigas (R^2 = 0,0558; P > 0,05; N = 35). Portanto, quando não há formigas o número total de larvas nas plantas é positivamente influenciado pelo número de ovos depositados pelas fêmeas das borboletas, enquanto que na presença de formigas o número total de larvas independe do número de ovos postos em cada planta.

4. Conclusões

1. O período de maior abundância de imaturos de *Anaea* no campo coincidiu com o de maior ocupação das plantas por formigas coletoras de exsudatos

2. A mortalidade dos ovos é muito superior ao das larvas de *Anaea*

3. Formigas afetam negativamente a sobrevivência de imaturos de *Anaea* em *C. floribundus*.

4. Os efeitos das formigas são maiores sobre o estágio de ovo das borboletas

5. Na ausência de formigas sobre as plantas a variação na densidade de larvas nas folhas é explicada pelo número de ovos postos pelas borboletas

6. Formigas são importantes para a dinâmica populacional de insetos herbívoros e as investigações realizadas no sistema planta-herbívoro-carnívoro sugerem que os efeitos das formigas, embora difusos, representam uma força estruturadora da comunidade de insetos sobre uma espécie arbórea da Mata Atlântica.

5. Referências Bibliográficas

Caldas, A. (1995). Population ecology of *Anaea ryphea* (Lepidoptera: Nymphalidae) immatures at Campinas, Brazil. J. Lepid. Soc., 49: 234-245.

Hölldobler, B. & E.O. Wilson (1990). The Ants. Harvard University Press, Cambridge.

Koptur, S. (1992). Extrafloral nectary-mediated interactions between insects and plants. In: E. Bernay (ed.). Insect-plant Interactions. Vol. IV. CRC Press, Boca Raton.

Pyke, D.A. & Thompson, J.N. (1986). Statistical analysis of survival and removal rate experiments. Ecology, 67: 240-245.

Queiroz, JM & Oliveira, PS (2001). Tending ants protect honeydew-producing whiteflies (Homoptera: Aleyrodidae). Environmental Entomology, 30: 295-297.

Queiroz, JM (2002a). Distribution, survivorship and mortality sources of immature stages of the neotropical leafminer *Pachyschelus coeruleipennis* Kerremans (Coleoptera: Buprestidae). Brazilian Journal of Biology, 62: 69-76.

Queiroz, JM (2002b). Host plant use among closely related *Anaea* butterfly species (Lepidoptera, Nymphalidae, Charaxinae). Brazilian Journal of Biology, 62: 657-663.

(J.M. Queiroz foi Bolsista-CAPES durante este estudo, P.S. Oliveira é Bolsista Produtividade-CNPq)

Análise de parâmetros ecológicos em duas assembléias de drosofilídeos em um ambiente de mata em Joinville, SC

Jonas da Silva Döge [a], Sabrina C. F. de Oliveira [a], Marco Silva Gottschalk [b] &
Paulo Roberto P. Hofmann [a]
[a] Departamento de Biologia Celular, Embriologia e Genética da Universidade Federal de Santa Catarina (dogedog@bol.com.br); [b] Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

1.Introdução

Os métodos de análise no campo da ecologia evolutiva buscam descrever, de uma maneira simplificada, sistemas complexos e circunstâncias que se repetem. O reconhecimento destes padrões permite a sugestão de hipóteses sobre as suas causas, que poderão ser comprovadas por novas observações ou experimentos (Begon *et al*., 1990).

Muitas propriedades das assembléias têm sido consideradas para a caracterizar sua estrutura (De Toni, 2002). Complexidade e diversidade são duas medidas que têm sido utilizadas para predizer a estabilidade das comunidades sob determinadas condições (Kikkawa e Anderson, 1989). Quanto à primeira, a ubiqüidade das interações entre as populações é óbvia, porém suas conseqüências para as assembléias não o são (De Toni, 2002). Já a diversidade específica de uma comunidade, segundo Magurran (1988), está entre os parâmetros mais importantes para determinação de seus elementos estruturais. Este parâmetro pode indicar vários aspectos ecológicos, pois as espécies de um mesmo local estão expostas às

mesmas condições físicas, compartilhando assim as mesmas características adaptativas (Diamond e Case, 1986). Isto permite, inclusive, utilizar a diversidade específica como bioindicadora de alterações ocorridas em ambientes de mata, assim como em outros ambientes (Martins, 1996).

Para este tipo de análise, as assembléias de drosofilídeos têm se mostrado bastante úteis, apesar de pouco exploradas. Saavedra *et al.* (1995), por exemplo, descreveram e analisaram a diversidade em comunidades de drosofilídeos de quatro ambientes distintos (dois em Mata Atlântica, um em Mata de Araucária e o último em região de campos) no Rio Grande do Sul e apontaram uma relação entre a diversidade das assembléias e a estabilidade e predicabilidade do ambiente. Segundo Martins (1987), a alta sensibilidade a pequenas modificações no ambiente e a rapidez de resposta em termos de crescimento populacional, inerentes ao gênero *Drosophila*, facilita sua utilização nestes estudos.

O presente estudo objetivou avaliar a variação de parâmetros ecológicos em duas assembléias de drosofilídeos, relacionando-a ao grau de estabilidade e preservação do ambiente em que estão estabelecidas.

2.Material e Métodos

Dois pontos de coleta, distantes 300 metros entre si, foram utilizados neste estudo. Estes pontos situam-se na região do Piraí (26°17"15'S, 49°01'W), município de Joinville, norte do estado de Santa Catarina, no sopé de morros pertencentes à Serra do Mar e situados no extremo sul desta formação.

A região consiste em uma área de Floresta Ombrófila Densa, formação pertencente ao domínio Mata Atlântica, bem preservada e com reduzida interferência antrópica. A mata nestes pontos é classificada como secundária e sua vegetação é bastante diversificada, sendo composta basicamente por espécies nativas da região. O dossel no local é fechado e seu solo é coberto por serapilheira o ano todo, o que confere à região um caráter úmido e sombrio, propício ao desenvolvimento de drosofilídeos.

O primeiro ponto, designado SL1, é margeado por um rio e dista aproximadamente 75 metros da borda da mata enquanto o segundo, designado SL2, situa-se na base de um dos morros da região e dista cerca de 100 metros da borda da mata (delineada por uma estreita pastagem de 100 metros).

Foram realizadas sete coletas, em cada ponto, entre os meses de outubro de 2001 e maio de 2003, sendo cada uma delas estabelecida nas estações oficiais do ano abrangidas no período. Para apreensão dos insetos foram utilizadas 50 armadilhas (25 em cada ponto), confeccionadas segundo Tidon e Sene (1988), nas quais foram distribuídos cinco quilos de banana com a adição de fermento biológico. Tais armadilhas foram fixadas, em uma área com cerca de 70 m^2, a uma altura aproximada de 1,5 metros do solo, permanecendo durante três dias nos pontos de coleta até serem recolhidas (sempre no período entre 9 e 11 horas da manhã).

A identificação das moscas foi realizada de acordo com a chave proposta por Freire-Maia e Pavan (1949), que se baseia em caracteres morfológicos externos do corpo. No caso de espécies muito semelhantes ou crípticas, os machos foram dissecados de acordo com a técnica elaborada por Wheeler e Kambysellis (1966) para a análise das características morfológicas internas e externas de sua genitália, e as fêmeas foram individualizadas em recipientes com meio de cultura, para obtenção de prole masculina que também foi analisada. Para a análise da genitália masculina, foram utilizadas as referências disponíveis no acervo do Laboratório de Drosofilídeos (BEG – CCB - UFSC).

A avaliação da variação na estrutura das assembléias estudadas foi realizada através número de espécies (S) e do cálculo, para cada coleta em cada ponto, dos índices de diversidade de espécies de Shannon e Weaver (H'), modificado por Hutcheson (1970), e de dominância de Simpson (*l*) (Brower e Zar, 1984).

3.Resultados e Discussão

As coletas realizadas em SL1 totalizaram 16.829 indivíduos distribuídos em 54 espécies. O S, em uma mesma coleta neste sublocal, foi maior no Outono de 2003 (40 espécies), seguido pelo Outono de 2002 (34 espécies), enquanto as coletas com S mais baixo foram as do Verão de 2002 e Verão de 2003 (ambas com 12 espécies). Nas coletas de Primavera foram obtidas 20 espécies em 2001 e 16 em 2002 enquanto no Inverno de 2002, 18 espécies foram observadas.

Em SL2 foi coletado um total de 14.117 indivíduos distribuídos em 56 espécies. O maior S neste sublocal foi obtido no Outono de 2003 (32 espécies), seguido pelo Outono de 2002 (31 espécies), sendo que os menores ocorreram na Primavera de 2002 (11 espécies) e no Verão de 2003 (10 espécies). Nas coletas da Primavera de 2001, do Verão de 2002 e do Inverno de 2002 obteve-se, respectivamente, 20, 19 e 23 espécies.

Sendo assim, em termos de riqueza de espécies, as coletas de Outono apresentaram os maiores S, nos dois pontos, e as coletas de Verão e de Primavera, consecutivas, no ponto SL2, mostraram S uniformes entre si.

Estes valores, porém, não apresentaram uma tendência cíclica anual, ou esta não se mostrou clara, exceto em relação ao Outono que parece tender a um maior S (entre 40 e 235% maior que as demais estações). Desta forma, este parâmetro deve apresentar maior relação às variações não sazonais de fatores macroclimáticos, o que reforça a sugestão da grande sensibilidade de muitas destas espécies a variações climáticas pontuais.

Durante o período estudado, a dominância de espécies, parâmetro da assembléia analisado através do índice de dominância de Simpson (*l*), pareceu seguir uma tendência de menores valores no Inverno – apesar de apenas um Inverno ter sido amostrado – (0,23 e 0,21 – em SL1 e SL2, respectivamente) com leve acréscimo na Primavera (0,48 – em SL1, e 0,33 – em SL2, nas coletas de 2001, e 0,26 – em SL1, e 0,30 – em SL2, nas coletas de 2002) e atingindo maiores valores no Verão (0,52 – em SL1, e 0,66 – em SL2, nas coletas de 2002, e 0,44 – em SL1, e 0,67 – em SL2, nas coletas de 2003). No Outono, a dominância de espécies tendeu a estabilizar-se permanecendo aproximadamente igual à encontrada no Verão anterior (0,70 e 0,65 – em SL1 e SL2, nas coletas de 2002, e 0,43 e 0,59 – em SL1 e SL2, nas de 2003, respectivamente).

Em SL1, houve divergência do esperado para esta tendência em dois momentos. O primeiro deles foi a Primavera de 2001 em que a dominância de espécies apresentou-se mais elevada do que a esperada – comparando-se aos valores de *l* obtidos na coleta da Primavera de 2002 em SL1 e nas duas coletas de Primavera em SL2 – assim como o Outono de 2002 – comparado ao Outono de 2003 e às amostras de Outono de SL2.

A diversidade encontrada em ambos os pontos, analisada através do H', que é diretamente influenciada pela dominância de espécies, apresentou da mesma forma uma tendência cíclica anual. O Inverno apresentou a maior diversidade (1,85 – em SL1 e 1,98 – em SL2), a Primavera uma diversidade menor (1,17 e 1,72 – em SL1, e 1,46 e 1,49 – em SL2, respectivamente, nas coletas de 2001 e 2002), o Verão tendeu a uma nova diminuição no H' (1,09 e 1,15 – em SL1, nas coletas de 2002 e 2003, e 1,46 e 1,49 – em SL2, nas coletas de 2001 e 2002, respectivamente) e o Outono a um aumento neste valor, porém não atingindo aqueles encontrados na Primavera. Benado e Brncic (1994), ao estudarem durante oito anos os componentes da diversidade de uma assembléia de drosofilídeos no Chile, perceberam que a sazonalidade era responsável por quase 65% das variações neste parâmetro, o que ajuda a explicar a forte tendência apresentada nos sublocais analisados.

Em SL2, esta tendência foi muito clara, inclusive com valores de diversidade bastante similares ao compararmos uma mesma estação em anos diferentes. Por outro lado, a dominância de determinadas espécies nas coletas da Primavera de 2001 e do Outono de 2002 em SL1 levaram a uma variação na tendência da diversidade de espécies observada no período em questão.

No Outono de 2002 houve, em SL1, um decréscimo na diversidade de espécies mais acentuado que o esperado em virtude do grande aumento da dominância do subgrupo *willistoni* na assembléia. Já na Primavera de 2001, a alta dominância de espécies (em relação ao esperado), ocorrida em virtude da grande abundância

apresentada por *D. sturtevanti* (66% dos indivíduos identificados da amostra de SL1 e 50% dos identificados da amostra de SL2), fez com que o H' apontasse um valor abaixo do esperado. Estes fatos fizeram com que os valores de diversidade encontrados nas estações em questão não fossem similares aos encontrados na mesma estação do ano seguinte. Em estudo realizado por Martins (1987), observou-se que a abundância das espécies foi irregular ao longo do tempo especialmente nas áreas mais perturbadas o que justificaria então as divergências das tendências observadas nestas coletas em SL1.

Saavedra *et al.* (1995) também detectaram, no ponto mais preservado do estudo, tendências sazonais para a diversidade, analisando tanto sítios de alimentação quanto de ovoposição. Segundo as autoras, esta tendência pode ser considerada como indicadora da estabilidade e da predicabilidade do ambiente, pois nos ambientes mais alterados do estudo esta tendência não foi tão evidente. Esta hipótese encontra reforço nos dados obtidos no presente estudo já que os sublocais amostrados são considerados altamente preservados e o menos estável deles, SL1, foi o único que apresentou divergências em relação às tendências observadas.

4.Conclusões

Os resultados obtidos reforçam a idéia de que a estrutura de uma assembléia de drosofilídeos pode ser bioindicadora da estabilidade e do estado de preservação da área de mata em que está estabelecida. Variações regulares na dominância e na diversidade de espécies destas assembléias parecem apontar para ambientes bem preservados e estáveis enquanto variações regulares com distorções pontuais ou irregulares indicariam, em determinado ambiente, o grau de alteração e, se bem preservado, o grau de instabilidade.

5.Referências Bibliográficas

Begon, M.; Harper, J. L.; Townsed, C. R. (1990). *Ecology individuals populations and communities*. Blackwell Scientific Publications, Melbourne, Australia, 876 p.

Benado, M.; Brncic, D. (1994). An eight year phenological study of a local drosophilid community in Central Chile. *Zeitschrift fur Zoologische Systematik und Evolutionsforschung*, 32: 51 – 63.

Brower, E. J.; Zar, H. J. (1984). *Field and laboratory methods for general ecology*. 2nd edition. Wm. C. Brown (Publishers), Iowa, USA, 226 p.

De Toni, D. C. (2002). *Estudo da variabilidade genética e ecológica de comunidades de Drosophila em regiões de Mata Atlântica de ilhas e do continente de Santa Catarina*. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil, 163 p.

Diamond, J. M.; Case, T. J. (1986). *Community ecology*. Harper & Row, New York, USA, 537 p.

Freire-Maia, N.; Pavan, C. (1949). Introdução ao estudo de drosófila. *Cultus*, 1 (5): 1 – 171.

Hutcheson, K. (1970). A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biological*, 29: 151 – 154.

Kikkawa, J.; Anderson, D. J. (1989). *Community ecology: pattern and process*. Blackwell Scientific Publications, Melbourne, Australia, 549 p.

Magurran, A. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Cambridge University Press, Cambridge, England, 75 p.

Martins, M. B. (1987). Variação espacial e temporal de algumas espécies e grupos de *Drosophila* (Diptera) em duas reservas de matas isoladas, nas vizinhanças de Manaus (Amazonas, Brasil). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 3 (2): 195 – 218.

Martins, M. B. (1996). *Drosófilas e outros insetos associados a frutos de Parahanchornia amapa dispersos sobre o solo da floresta*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil, 203 p.

Saavedra, C. C. R.; Caleggari-Jacques, S. M.; Napp, M.; Valente, V. L. S. (1995). A descriptive and analytical study of four neotropical drosophilid communities. *Journal of Zoology Systematic and Evolution*, 33: 62 – 74.

Tidon, R.; Sene, F. M. (1988). A trap that retains and keeps *Drosophila* alive. *Drosophila Information Service*, 672: 89.

Wheeler, M. R.; Kambysellis, M. P. (1966). Notes on the Drosophilidae (Diptera) of Samoa. *The University of Texas Publications*, 6615: 533 – 565.

Estrutura de uma floresta ombrófila aluvial sob diferentes usos do solo no delta do Rio Doce, Linhares – ES

José Manoel Lúcio Gomes [a] & Marcelo Trindade Nascimento [b]
[a] Doutorando Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF (jmlucio@terra.com.br)
[b] Professor Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF

1. Introdução

A vegetação situada sobre as cadeias montanhosas litorâneas do Rio Grande do Sul ao Nordeste foi denominada de Província Atlântica, sendo mais expressivos nas Serras da Mantiqueira e do Mar, localizadas nos Estados de Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro e Espírito Santo, com destaque para quatro áreas de alto endemismo da Mata Atlântica que se encontram no Estado do Rio de Janeiro, Sudeste da Bahia, Nordeste do Espírito e a costa de Pernambuco (Rizzini, 2000). Atualmente sobrevive em apenas 95.641 Km^2 correspondendo a 9% da área original (Capobianco & Lima, 1997).

Estas matas encontram-se restritas a pequenos fragmentos, muitas vezes nos altos dos morros e entremeados por monoculturas, o que têm levado à extinção de grande número de espécies (Giulietti & Forero, 1990).

Estudos em fragmentos de Mata Atlântica indicam que devido ao fluxo de pólen restrito entre fragmentos e ao pequeno tamanho de suas populações, alguns remanescentes não são auto-sustentáveis ao longo do tempo. Como a maioria dos fragmentos está localizada em propriedades privadas, o futuro destes vai depender também do entendimento de como os proprietários percebem o seu valor (Viana & Tabanez, 1996), além da possibilidade de através do plantio e/ou da regeneração natural estabelecer corredores florestais entre eles.

Este trabalho tem como objetivo comparar a estrutura da Floresta Ombrófila Aluvial madura com a floresta em regeneração em áreas abandonadas de plantios de cereais e de cultivo de cacau (*Theobroma cacao* L.), na Floresta Nacional Goytacazes.

2. Material e métodos

2.1.1. Área de estudo

A Floresta Nacional Goytacazes com cerca de 900ha está localizada na margem direita da BR 101, no sentido Vitória-Linhares nas coordenadas $40^0$5'W e $19^0$25'S. Dista cerca de dois quilômetros ao Sul da cidade de Linhares e um quilômetro do Rio Doce.

Considerando a descrição geomorfológica do trecho onde se encontra a área, realizada por Martin et al. (1997), esta se desenvolveu sobre terrenos do Quaternário (Holoceno), sendo os sedimentos aluviais e coluviais de origem continental, cuja vegetação foi enquadrada como Floresta Ombrófila Aluvial (IBGE, 1992).

2.1.2. Histórico

Atualmente encontra-se sob o domínio do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (IBAMA), mas antes de ser transferida pelo INCAPER para o IBAMA, sofreu vários usos e manejos.

O sítio 1 é composto pela floresta madura, já o sítio 2, denominado de capoeira onde, após o desmatamento, surgiu espontaneamente uma vegetação que inicialmente possuía predomínio de capim-colonião, sendo utilizada por vários anos para pastoreio pelo gado bovino, mas sem qualquer tipo de intervenção direta, possuindo atualmente 33 anos em regeneração. O sítio três é formado por uma clareira no interior da floresta, criada em 1950 para pesquisa com cereais (milho – *Zea* sp., feijão – *Phaseolus* sp.), com o fim do cultivo de cereais, surgiu espontaneamente o capim-colonião (*Panicum maximum* Jacq.) e então a área passou a ser utilizada para pastoreio pelo gado bovino até 1994, ficando a partir daí sem utilização direta e atualmente apresenta predomínio de napier (*Pennisetum* sp.), com cobertura vegetal distinta da floresta natural.

Na década de 80, uma área no interior da floresta sofreu corte seletivo das árvores menores, deixando algumas árvores maiores e esparsas para fornecerem sombra, onde foram plantadas 1.300 mudas

de cacau da variedade parazinho, abrangendo cerca de 2ha, denominada de cola, compondo o quarto sítio. Em 1994 o controle da sucessão vegetal deixou de ser efetuado, estando o local em processo de regeneração natural.

2.2. Metodologia

2.2.1. Instalação das parcelas e coleta dos dados

· Para amostragem das árvores nos quatro sítios, foram medidos os diâmetros à altura do peito (DAP) dos indivíduos com 10cm ou mais e suas alturas totais, em cinco parcelas de 20 m x 50m por sítio, sorteadas a partir do mapeamento.

· Na amostragem das arvoretas, foram computados os espécimens com DAP < 10cm e ³ 2,5cm, em uma sub-parcela de 10m x 25m sorteada dentre às quatro possíveis por parcela de 20m x 50m, totalizando cinco por sítio. Foram medidas as alturas e os diâmetros coletados à altura do peito (DAP).

· Na amostragem dos indivíduos jovens, foram computados os espécimens com DAP menor que 2,5cm e acima ou igual a meio metro de altura, em uma sub-parcela de 5m x 5m sorteada dentre às dez possíveis em cada sub-parcela de 10m x 25m, totalizando vinte e cinco por sítio. Foram medidas as alturas e os diâmetros coletados à altura do solo (DAS).

· Nos indivíduos com menos de meio metro de altura (plântulas), foram medidas as alturas e os DAS em uma sub-parcela de 2,5m x 1m sorteada dentre às dez possíveis por sub-parcela de 5m x 5m, totalizando vinte e cinco por sítio.

· Foram computados os indivíduos mortos em pé nas faixas de DAP acima de 2,5cm.

2.2.2. Aspectos estruturais

A análise dos dados estruturais foi baseada em (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974) através do programa FITOPAC 2 (Shepherd, 1994), considerando o diâmetro médio obtido através da média do diâmetro do caule dos indivíduos (DiaM), altura média e área basal. Foi analisada também a presença/ausência dos indivíduos mortos, expressos em porcentagem.

3. Resultados e discussão

A densidade média de plântulas por hectare foi de 220.800 na floresta, 54.200 na capoeira, 20.480 na cola e 16.000 na clareira. Quanto aos jovens, suas densidades foram de 10.752 na floresta, 8.800 na capoeira, 3.776 na cola e 1.584 na clareira. Com relação às arvoretas ocorreram 2.024 na floresta, 2.080 na capoeira, 872 na cola e 816 na clareira. Foram detectadas 530 árvores por ha na floresta, 524 na capoeira, 162 na cola e 36 na clareira. Os valores de densidade de árvores na floresta e na capoeira estão próximos ao encontrado na literatura para outras matas litorâneas (ex. Silva & Nascimento 2000), demonstrando que após 33 anos de regeneração a capoeira aproxima-se em número de árvores da floresta madura.

Com relação à distribuição diamétrica, observou-se que a floresta madura e a capoeira apresentaram padrões semelhantes e do tipo J reverso, sendo que na capoeira ocorreu um menor número de indivíduos entre 25-30cm e >30cm de DAP. Já os resultados para a cola e a clareira foram bem distintos dos encontrados para a floresta e a capoeira. Evidenciando com isso o grande desenvolvimento diamétrico dos indivíduos que formam a capoeira com 33 anos.

Quanto à distribuição em altura, a floresta madura apresentou dossel em torno de 20m e diferiu da capoeira por esta apresentar a maioria dos indivíduos nas classes entre 5-10m e poucos >20m, estando seu dossel com c. 14m. A cola e a clareira possuem dossel aberto, atingindo até 19m (cola) e 9m na clareira.

As árvores mortas na floresta são em cerca de 3,1%, na capoeira 8,6%, na cola 8,1% e na clareira 3,4%. As áreas em regeneração apresentam maior porcentagem de árvores mortas que na floresta, isto pode ser em função de uma dinâmica maior na vegetação secundária, principalmente por possuírem predomínio de espécies de ciclo de vida mais curto (pioneiras e secundárias iniciais).

A área basal por hectare das árvores na floresta foi de 27m^2, valor menor que em áreas de floresta madura amazônicas (25-40 m^2) (Nascimento et al., 1997). Na capoeira os 12m^2 estão próximos ao encontrado por Silva & Nascimento (2001) para uma floresta secundária no Norte Fluminense. Considerando os resultados estruturais a capoeira pode ser classificada como em estágio médio de regeneração da floresta (IDAF, 1999).

4. Conclusão

Diante dos resultados pode-se concluir que a capoeira com 33 anos em sucessão se encontra em estágio médio de regeneração e de que contém densidade das árvores e das arvoretas próxima à da floresta madura e menor em relação aos jovens e às plântulas.

5. Bibliografia

Capobianco, J. P. R. & Lima, A. A. (1997. A evolução da proteção legal da Floresta Atlântica. Documento do Instituto Socioambiental (*ISA*), nº 004.

Giulietti, A. M.; Forero, E. (1990). Workshop: diversidade taxonômica e padrões de distribuição das angiospermas brasileiras. *Acta Bot. Brasil, 4(1)*: 3-9.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). (1992). Manual técnico da vegetação brasileira. *Manuais técnicos em geociências nº 1*. Rio de Janeiro, IBGE, 92 p.

IDAF (Instituto Estadual de Defesa Animal e Vegetal do Espírito Santo). (1999). *Política florestal do estado do Espírito Santo.* Vitória-ES.

Martin, L.; Suguio, K.; Dominguez, J.M.L. & Flexor, J-M. (1997). *Geologia do Quaternário costeiro do litoral norte do Rio de Janeiro e do Espírito Santo*. Belo Horizonte:CPRM. 112 p.

Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology.* John Wiley & Sons. New York.

Nascimento, M. T.; Proctor, J. & Villela, D. M. (1997). Forest structure, floristic composition and soils of an Amazonian monodominant forest on Maraca Island, Roraima, Brazil. *Edinburgh Journal of Botany 16*:115-130.

Rizzini, C. M. (2000). *Diversidade funcional do estrato arbóreo como indicador do status da biodiversidade em floresta atlântica de tabuleiros (Linhares - ES).* Rio de Janeiro. (Tese de doutorado). UFRJ. 150 p. vol. 1 e 191 p. vol 2.

Shepherd, G. J. (1994). *FITOPAC 2: Manual do usuário.* Departamento de Botânica, UNICAMP.

Silva, G. C. da & Nascimento, M. T. (2001). Fitossociologia de um remanescente de mata sobre tabuleiros no norte do estado do Rio de Janeiro (Mata do Carvão). *Revista brasil. Bot.*, São Paulo, V.24, n.1, p51-62.

Viana, V. M. & Tabanez, A. A. J. (1996). Biology and conservation of forest fragments in the Brasilian Atlantic moist forest. In: SCHELLAS, J.; GREEBERG, R. (eds). *Forest patches in tropical landscapes.* Washington: Island Prees, p.151-167.

Efeito da Distribuição Espacial dos Recursos sobre a Agregação dos Adultos em *Heliconius erato phyllis* (Lepidoptera: Nymphalidae).

Josi F. Cerveira, Ronei Baldissera, Solange M. Kerpel, Vidica Bianchi, Elisete B. Gauer, Graciela Horn, Aline Beatrici, Marcelo Mazzolli, Mariana A. F. Corrêa, Ana Paula Brandt, Sandra M.Hartz e Gilson R. P. Moreira – Programa de Pós Graduação em Ecologia- UFRGS. (josicerveira@hotmail.com).

1. Introdução

A agregação de organismos, no espaço e no tempo, pode revelar padrões de seleção e utilização de microhabitats, cuja heterogeneidade resulta em um mosaico espacial de recursos necessários à sobrevivência e reprodução. A habilidade dos insetos em encontrar e ocupar áreas que concentrem tanto os recursos como as condições abióticas adequadas (luminosidade e temperatura, por exemplo) constitui-se numa das estratégias mais efetivas para garantir o funcionamento dos mecanismos fisiológicos.

Heliconius erato (Lepidoptera: Nymphalidae) encontra-se geralmente associada a habitats abertos ou clareiras, expostas à maior insolação (Gilbert, 1991), apresentando estreita associação com passifloráceas, cujas folhas são utilizadas pelas larvas. Os adultos se alimentam do pólen e do néctar das flores de várias angiospermas, como por exemplo de *Lantana camara* (Verbenaceae) (Ramos e

Freitas, 1989; Correa et al., 2001). Apresentam áreas de vida pequenas, em torno de 200m (Di Mare, 1984), constituindo subpopulaçãoes com tamanho efetivo inferior a 100 indivíduos (Oliveira e Araújo, 1992) que costumam agregar-se formando os chamados "dormitórios".

No presente trabalho, buscou-se de forma intensiva, dentro de uma porção de reflorestamento com espécies de *Eucalyptus* (Myrtaceae), averiguar as seguintes questões: (i) verificar a existência de heterogeneidade espacial na abundância de *Passiflora misera* e *L. camara* utilizadas pelos adultos para oviposição e alimentação respectivamente, e se estas apresentam-se de forma agregada na área de estudo, (ii) verificar se o padrão de distribuição das borboletas *H. erato phyllis* na área de estudo é agregado e, se positivas as questões anteriores, (iii) avaliar se existe correspondência entre essas distribuições.

2. Métodos

O local de estudo situa-se em uma propriedade pertencente à Riocell S. A., Horto Florestal Barba Negra (30º 23' S e 51º 12' W), no município de Barra do Ribeiro, RS, destinado ao cultivo de espécies de *Eucalytus*. A coleta intensiva de dados foi realizada dias 9, 10, 20 e 21 de maio de 2003. Foi selecionado um talhão de aproximadamente 21,5 ha, divididindo-se o perímetro desta área a cada 25m, totalizando 66 unidades amostrais que foram marcadas e numeradas sequencialmente. Foram contados o número de capítulos florais de *L. camara* e foi estimada a freqüência de *P. misera* (Passifloraceae) através de uma escala semi-quantitativa de abundância (0=ausente a 6=abundância máxima), em cada uma das unidades amostrais. A captura das borboletas foi realizada com rede entomológica por 4 duplas de pesquisadores ao longo do perímetro do talhão, de modo que cada uma percorresse 8 unidades amostrais distintas dos demais, entre 9:30 e 14:30 (período estimado para a atividade destas borboletas). No sentido de uniformizar o esforço amostral, cada dupla, no total dos quatro dias de amostragem, percorreu todas as unidades amostrais, permanecendo duas horas e meia em cada conjunto de 8 unidades, e após, deslocando-se para o conjunto subseqüente, no sentido horário. As borboletas receberam uma marca na asa direita (letra/nº). Antes da liberação foram registrados o comprimento da asa anterior, o sexo, o horário e a unidade amostral onde a borboleta foi capturada. A partir da recaptura das borboletas, calculou-se um ponto residencial a partir da média dos pontos de captura. O valor da mediana dos desvios correspondentes (53m) foi assumido como representativo da área de vida dos indivíduos e, a partir disso, redimensionou-se as unidades amostrais para 50m (33 unidades amostrais). Para verificar a existência de agregação das borboletas e dos recursos alimentares analisaram-se as suas respectivas distribuições de freqüência através do índice de dispersão Morisita (Krebs, 1989) e comparação com as distribuições esperadas pelo teste c^2. Finalmente, foi realizada uma análise de regressão múltipla para verificar a relação entre a distribuição de *H. erato phyllis* (variável dependente) e a distribuição de *L. camara* e *P. misera* (variáveis independentes).

3. Resultados

De um total de 268 borboletas capturadas, em torno de 79% foram encontradas em 18 das 33 unidades amostrais. Em torno de 98% dos capítulos de *L. camara* foram encontrados em apenas 8 unidades amostrais e as maiores freqüências de ocorrência de *P. misera* em 17 delas, sendo que houve sobreposição das unidades amostrais com maior ocorrência das três espécies.

Os padrões de distribuição das três espécies mostraram-se agregados: *H. erato phyllis* apresentou índice de dispersão de Morisita de 1,322 (c^2=116,9; g.l.=31; P < 0,001); o índice para *L. camara* foi 2,858 (c^2=737,6; g.l.=11; P < 0,001); e para *P. misera* foi de 1,565 (c^2=58,6; g.l.=32; P < 0,05).

A análise de regressão múltipla mostrou que a distribuição de *L. camara* e *P. misera* explicam em torno de 50% a distribuição de *H. erato phyllis* (F = 14,7; P < 0,0001). O teste do efeito individual de *L. camara* e *P. misera* mostrou que a primeira explica a maior parte da variação na distribuição de *H. erato phyllis* (t = 3,4; P < 0,05). Não houve correlação significativa no teste de regressão múltipla entre *L. camara* e *P. misera*.

4. Discussão e conclusões

Heliconius erato phyllis apresenta-se de forma agregada e esta é influenciada pela distribuição dos recursos utilizados pelas larvas (*Passiflora misera)* e, principalmente, pelos adultos (*Lantana camara*). Desconhece-se a existência de trabalhos similares que relacionem ambas distribuições, o que dificulta o estabelecimento de comparações.

A presença de *P. misera* e *L. camara* no mesmo local garante recursos para alimentação (pólen e néctar) e oviposição do adulto. É importante ressaltar que a fêmea de *H. erato phyllis* seleciona o local adequado para a oviposição assegurando que, ao eclodir, a larva encontre alimento adequado para seu desenvolvimento (Mugrabi-Oliveira e Moreira, 1996). Os machos, por outro lado, apresentam o comportamento de copular com as fêmeas recém-emergidas ou até mesmo em estágio de pupa (*pupal mating*). Além disso, os adultos recém-emergidos podem, a partir dos dormitórios, acompanhar as borboletas mais velhas, aprendendo, assim, a localização das rotas de alimentação (Gilbert 1972). Torna-se necessário, futuramente, explorar o papel relativo das passifloráceas frente às angiospermas, usadas pelos adultos, visto que suas distribuições espaciais não estão correlacionadas.

A área de estudo corresponde a um ambiente homogêneo em termos de distribuição espacial e composição florística, formado principalmente por *Eucalyptus* e um sub-bosque herbáceo. Di Mare (1984) estimou uma área de vida quatro vezes superior em um ambiente heterogêneo, formado por capões de mata nativa, porém, sem considerar a distribuição dos recursos. Os resultados sugerem que *H. erato phyllis* é capaz de adequar a sua área de vida conforme a disponibilidade e distribuição destes, dentro de um dado limite de dispersão, mantendo agrupamentos que poderiam ser caracterizados como metapopulações. Isto parece explicar a pequena dispersão das borboletas e, conforme Di Mare (1984), a formação de dormitórios em torno destes locais.

Apesar dos resultados obtidos serem coerentes com a análise proposta, é importante ressaltar que, por tratar-se de um estudo preliminar, há necessidade de novas amostragens com repetições em áreas com características homogêneas e heterogêneas, avaliando também a variação sazonal dos recursos e distribuição dos dormitórios. Para tanto, seriam necessários estudos de maior duração. O presente trabalho foi desenvolvido como parte das atividades propostas pela disciplina Ecologia do Organismo, ministrados pelos professores Gilson R. P. Moreira e Sandra M. Hartz, do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFRGS.

5. Referências bibliográficas

Correa, C.; Irgang, B. E. e Moreira, G. R. P. (2001). Estrutura floral das angiospermas usadas por *Heliconius erato phyllis* (Lepidoptera, Nymphalidae) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringea, Sér. Zool*. 90: 71-84.

Di Mare, R.A. (1984). *Dinâmica populacional e efeito do endocruzamento em Heliconius erato phyllis*. Porto Alegre, UFRGS, 184p. (Dissertação de Mestrado).

Gilbert, L. E. (1972). Pollen feeding and reproductive biology of *Heliconius* butterflies. *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)* 69: 1403-1407.

Gilbert, L. E. (1991). Biodiversity of central american *Heliconius* community: pattern, process and problems. In: P. W. Price, T. M. Lewinsohn, G. W. Fernandes & W. W. Benson (eds.). *Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. John Wiley & Sons, New York, pp. 403-427.

Krebs, C. J. (1989). *Ecological methodology*. Harper & Row, New York, 654p.

Mugrabi-Oliveira, E. e Moreira, G. R. P. (1996). Size and damage on shoots of *Passiflora suberosa* (Passifloraceae) influence oviposition site selection of *Heliconius erato phyllis* (Lepidoptera: Nymphalidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 13:939-953.

Oliveira, D. L. e Araújo, A. M. (1992). Studies on the genetics and ecology of *H. erato* (Lepidoptera: Nymphalidae). IV: Efective size

and variability of raylets in natural populations. *Revista Brasileira de Genética* 15: 789-799.
Ramos, R. R. e Freitas, A. V. L. (1999). Population biology and wing color variation in *Heliconius erato phylllis* (Nymphalidae). *Journal of Lepidopterist Society*, 53:11-21.

Distribuição altitudinal da Fauna de Ichneumonidae (Hymenoptera: Ichneumonoidea) em área de Mata Atlântica da região de Campos do Jordão -SP, Brasil

Juliana da Cunha Nakajo[1] (julicnakajo@hotmail.com); Silvana Angélica Gama Gomes [2] ; Angélica Maria Penteado Martins Dias [1].
[1]Universidade Federal de São Carlos - Depto de Ecologia e Biologia Evolutiva, São Carlos, SP, Brasil
[2] Programa de Pós- Graduação em Ecologia e Recursos Naturais- Universidade Federal de São Carlos, SP, Brasil

1. Introdução

Uma das ordens mais abundantes da classe Insecta é a dos Hymenoptera, que econômica, estética e biologicamente constituem um dos grupos com maior importância para o homem. Esta ordem é dividida em duas subordens: Symphyta e Apocrita. Dentre os Apocrita encontram-se dois grupos: os Parasitica e os Aculeata. Os Parasitica são um grupo heterogêneo e pouco conhecido incluindo insetos de hábitos parasitóides. Uma das superfamílias deste grupo é Ichneumonoidea, que está dividida em duas famílias: Ichneumonidae e Braconidae (Gauld & Hanson, 1995).

Os Ichneumonidae compreendem a maior família de Hymenoptera Parasitica e uma das maiores da classe Insecta, com cerca de 60.000 espécies em todo o mundo, correspondendo a cerca de 8% da fauna mundial. Esta família é constituída por parasitóides, cujas larvas desenvolvem-se e alimentam-se em estágios imaturos de insetos holometábolos (Coleoptera, Diptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Raphidioptera e Trichoptera) e outros artrópodos. Os parasitóides desempenham um papel importante no controle de pragas agrícolas e no balanço de ambientes terrestres naturais devido à sua capacidade de regular populações de insetos fitófagos.

As espécies desta família encontram-se distribuídas em várias regiões zoogeográficas. Estima-se que a Região Neotropical possua cerca de 11.180 espécies, dos quais somente 10% encontra-se descrito (Townes, 1969. Segundo Porter (1980), a região Sudeste do Brasil foi considerada como uma das áreas geográficas que, pelo número de gêneros e espécies que nela habitam, destaca-se como centro que desempenha papel importante na fauna Neotropical.

Estudos em comunidades de insetos demonstraram que ocorre uma variação na distribuição ao longo de gradientes altitudinais. Wolda (1987) coletou insetos com armadilha luminosa em várias localidades no Panamá e concluiu que há uma redução gradual da riqueza de espécies com o aumento da elevação, numa extensão de 100-2200 m. Seus resultados contrastavam com os de outros estudos que demonstraram riqueza máxima de espécies em elevações intermediárias (Janzen *et al*., 1976; McCoy, 1990).

Estudos sobre a distribuição de Ichneumonidae nos diferentes níveis altitudinais no Brasil são inéditos. Este trabalho na região de Campos do Jordão, área hoje ainda preservada, é de grande importância, e poderá ser utilizado como parâmetro de comparação em estudos de impactos ambientais causados por atividades antrópicas como o turismo, por exemplo. O objetivo deste trabalho foi comparar a fauna de Ichneumonidae de diferentes níveis altitudinais da região de Campos do Jordão, SP, para verificar a ocorrência de variação na riqueza e na abundância da mesma.

2. Métodos

Este trabalho foi realizado na região de Campos do Jordão, localizada na Serra da Mantiqueira, Estado de São Paulo, com posição geográfica determinada pelas coordenadas geográficas 22°44' S e 45° 30' W. O clima da região é tropical temperado. Numa área de 11.374.000 m^2 foram amostrados 15 pontos em diferentes altitudes, distantes 100 m um do outro. Os pontos foram demarcados através de um GPS (*Global Position System)* ao longo de um caminho existente dentro da mata, com aproximadamente 2 m de largura. Em cada ponto foi montada, paralela à margem do caminho, uma armadilha Malaise por seis dias consecutivos, no período de março a abril de 2002. As amostras foram triadas no laboratório e a família Ichneumonidae foi identificada em nível de subfamília, com o auxílio de microscópio estereoscópico. As principais fontes bibliográficas utilizadas na identificação foram: Gauld (1991) e Goulet & Huber (1993). As amostras analisadas estão depositadas na coleção do Laboratório de Hymenoptera Parasitica, do departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da. Universidade Federal de São Carlos.

Para analisar a composição da fauna foi calculada a Riqueza, o Índice de Diversidade de Shannon- Wiener e o Índice de Equitabilidade (Magurran,1988). Para verificar a similaridade entre as áreas utilizou-se o Programa Statistica versão 5 para Windows 6.0.

3. Resultados e Discussão

Foram coletados 956 indivíduos da família Ichneumonidae, distribuídos em 15 subfamílias. As altitudes de 1500 m e 1700 m foram as que apresentaram maior abundância, com respectivamente 145 e 119 indivíduos. As altitudes 800, 1800 e 1900 m foram as que apresentaram menor abundância, com respectivamente, 16, 25 e 26 indivíduos. As subfamíias com maior abundância foram Cryptinae e Orthocentrinae, com 296 e 222 espécimes.

A maior riqueza encontrada foi em baixas altitudes (600-1000 m), onde foram coletados espécimes de 14 subfamílias. Já a menor riqueza encontrada foi em altas elevações (1600-2000 m), com espécimes de 11 subfamílias. Em altitudes medianas (1100-1500 m) foi observada a maior diversidade (1,99) e equitabilidade (80,32%).

Em insetos, os estudos disponíveis como os de Janzen *et al*. (1976) amostraram altitudes nos Andes Venezuelanos (200 a 3600 m) e indicam uma maior riqueza de espécies de Hymenoptera Parasitica em altitude intermediária, de aproximadamente 1500 m. Também descobriram que a diversidade e a abundância deste grupo é maior nas menores altitudes. McCoy (1990), trabalhando nos Montes Apalaches (EUA), encontrou um pico de riqueza de espécies em altitudes intermediárias (600- 800 m). Os dados de Campos do Jordão não concordam com os resultados de Janzen et al 1976) e McCoy (1990).

Wolda (1987) indicou que há uma diminuição na riqueza de espécies de vários grupos de insetos com o aumento da altitude. Segundo ele, os métodos de amostragem podem estar relacionados com os resultados obtidos, que diferenciam-se de outros trabalhos. No presente trabalho, parte dos resultados devem-se à época das coletas (março e abril), que coincidiu com período chuvoso, no qual a ocorrência de parasitóides é baixa.

Lawton *et al.* (1987) encontrou diminuição da riqueza de espécies conforme o aumento da altitude e inferiu razões para a ocorrência deste padrão. As razões propostas seriam a redução da diversidade de recursos em altas elevações, o aumento de ambientes desfavoráveis e redução da produção primária das plantas. Os pontos de coleta do presente estudo mostram que a diversidade florística diminui com o aumento da altitude. Como os Ichneumonidae são parasitóides de larvas de insetos fitófagos, a redução da diversidade florística tem grande influência na sua distribuição.

O Método de Agrupamento empregado (Distância Euclidiana) indicou maior similaridade entre os resultados obtidos nas elevações baixa e alta, isto é, locais de baixa abundância (290 e 249 espécimes, ao contrário de altitudes intermediárias, com 417 indivíduos).

4. Conclusão

O método de coleta por armadilhas Malaise é eficiente na amostragem da fauna de Ichneumonidae, quando o objetivo é comparar a existência de gradiente altitudinal. A maior riqueza das subfamílias de Ichneumonidae foi encontrada em menores altitudes e a maior abundância em altitudes medianas. Foram coletados mais indivíduos nas altitudes médias, provavelmente ponto de encontro das espécies que ocorrem nas altitudes mais baixas e mais

altas. Cryptinae e Orthocentrinae , assim como em outros ambientes estudados, foram as subfamílias com maior representatividade nas coletas. O maior número de morfo-espécies ocorreu entre os Cryptinae o que concorda com dados de outros autores que trabalharam nos diversos domínios brasileiros (cerrado, mata mesófila semidecídua, etc.).

5. Bibliografia

Gauld, I.D. (1991). The Ichneumonidae of Costa Rica 1. *Memoirs of the American Entomological Institute 47*, p. 1-589

Gauld, I.D. & Hanson, P.E. (eds). (1995). *The Hymenoptera of Costa Rica*. Oxford University Press, New York. 893pp.

Goulet, H. & Huber, J.T. (1993). *Hymenoptera of the World: an identification guide to families.* Research Branch Agriculture Canada, Publication. 668 pp.

Janzen, D. H.; Ataroff, M.; Farinas, M.; Reyes, S.; Rincon, N.; Soler, A.; Soriano, P.; Vera, M. (1976). Changes in the arthropod community along an elevational transect in the Venezuelan Andes. *Biotropica 8 (3)*; p. 193-203.

Lawton, J.H.; MacGarvin, M.; Heads, P.A. (1987). Effects of altitude on the abundance and species richness of insect herbivores on bracken. *J. Anim. Ecol. 56;* p. 147-160.

McCoy, E. D. (1990). The distribuition of insects along elevational gradients. *OIKOS 58 (3)*; p. 313-322.

Magurran, A. E. (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 179 pp.

Porter, C.C. (1980). Zoogeografia da las Ichneumonidae Latino-Americanas (Hymenoptera). *Acta Zoologica Lilloana,36*, n.1, p. 5-52,

Townes, H. (1969). The Genera of Ichneumonidae. Part 1. *American Entomological Institute*, *11*, p. 1-300.

Wolda, H. (1987). Altitude, habitat and tropical insect diversity. *Biological Journal of the Linnean Society 30*; p. 313-323,

Dieta de coruja murucututu (*Pulsatrix perspicillata perspicillata* Lathan, 1790) no Campus de UFRPE, Recife, PE

Juliano Sarmento Cabral[a] (jscabral@gmx.net), Selma Leite de Vasconcelos[a], Marina Falcão Rodrigues[a], Rosa Maria Pontual[a], Luzinalva Leite Mascarenhas[b] (mascleit@terra.com.br)
[a] Bacharelandos em Biologia/UFRPE; [b] Professora de DB/UFRPE

1. Introdução

As corujas pertencem à ordem Strigiformes, ocorrendo no Brasil 11 espécies, uma da família Tytonidae e o restante da família Strigidae, as duas únicas famílias da ordem (Sick, 2001). Por serem aves de rapina, elas podem beneficiar o homem se o local de caça for urbano, uma vez que predam ratos, pombos, aracnídeos e até serpentes, entre outros (Santos, 1979 e Sick, 2001). A dieta destas aves também nos fornece um maior entendimento das relações tróficas das quais elas fazem parte.

Diante disso, muitos trabalhos têm sido realizados no intuito de discutir a dieta das corujas em todo o mundo, contudo pouco se sabe sobre o hábito alimentar de corujas no estado de Pernambuco, sendo a espécie *Tyto alba* a mais intensivamente estudada (Roda, 1988). O estudo da dieta destas aves envolve a análise de restos não digeridos de presas que são regurgitados na forma de bolos de pêlo ou penas e ossos, as chamadas pelotas alimentares. A identificação dos animais cujos restos compõem as pelotas também pode auxiliar no estudo da fauna da área em que a coruja em questão caça.

O conhecimento das relações tróficas exercidas pelas corujas nos fornece dados sobre sua predação e seus animais-presas (Roda, 1988; Rifai, 2000). Em ambientes urbanos, estas aves podem desempenhar um importante papel na predação de animais que podem prejudicar o homem, como ratos, aracnídeos, cobras, etc.

Para o campus da Universidade Federal Rural de Pernambuco, situado dentro da Reserva Ecológica de Dois Irmãos, só foi assinalada a existência de uma espécie de coruja, a *Tyto alba* ou Rasga-Mortalha (Farias e Mendes, 1995). Entretanto, encontrou-se na área de Química Orgânica, no Campus de UFRPE, uma família de murucututu, *Pulsatrix perspicillata perspicillata* (Latham, 1790), que se distribui no Norte da América do Sul e do Brasil. A outra subespécie encontrada no Brasil é *P. perspicillata pulsatrix* (Wied, 1823), que se distribui no litoral da BA ao RS, ambas subespécies estão ameaçadas de extinção. Desta forma, o presente trabalho visa abordar aspectos ecológicos da alimentação de uma nova ocorrência de coruja no campus da UFRPE através da análise da composição de pelotas de regurgitação.

2. Métodos

A área de coleta das pelotas situava-se no pouso diurno de uma família de murucututu composta pelos pais e um filhote, em duas mangueiras do estacionamento anexo ao departamento de Química Orgânica, dentro do Campus da UFRPE. Pelo menos três vezes por semana, durante os meses de novembro e dezembro de 2002, foram feitas observações no entorno do pouso diurno das corujas a fim de localizar pelotas e outros restos alimentares como ossos e partes de corpos dos animais-presas. Estas pelotas foram coletadas manualmente e acondicionadas em sacos plásticos etiquetados com informações sobre a data e o local de coleta. Posteriormente estes sacos eram armazenados no laboratório de mamíferos da UFRPE (LAMAM/UFRPE). Ossos soltos de pelotas já desmembradas e partes não aproveitadas das presas pelas corujas foram coletados e analisados como amostras.

Para a dissecação e análise das pelotas, estas foram colocadas em placas de Petri, secas em temperatura ambiente, e desmembradas manualmente com o auxílio de pinças e estiletes, a fim de separar os ossos dos animais-presa dos pêlos e penas.

Cada crânio foi considerado como um indivíduo. Ossos bilaterais aos pares, como maxilas, também contaram como um indivíduo na falta do crânio; peças bilaterais encontradas em número unitário foram contadas como um indivíduo. Para identificar as ordens dos animais-presas, foi feito comparações com coleções de referência e auxílio de especialistas.

A densidade relativa das presas (número de indivíduos de um táxon pelo número total de indivíduos) foi utilizada para classificá-las: de 0% a 5% foram consideradas presas esporádicas; de 5% a 30%, presas habituais, mas não predominantes e de 30% a 100%, presas predominantes.

3. Resultados e Discussão

Foram coletadas 38 amostras, entre pelotas inteiras, pelotas parcialmente desmembradas e amostras de ossos isolados. Observou-se a presença de 48 animais-presas, todos vertebrados pertencentes às Classes Mammalia e Aves. O número máximo de animais encontrados por pelota foi de 3 indivíduos, com a grande maioria das pelotas apresentando apenas um ou mesmo pequenas partes de um indivíduo. Os Mamíferos contribuíram com 26 presas, sendo 15 da Ordem Rodentia (31% das presas), 9 da Ordem Didelphimorphia (19%), 1 da Ordem Primata (2%) e 1 da Ordem Quiroptera (2%). Aves contribuíram com a maioria das presas: 22 indivíduos (46%), possivelmente, a maioria Passeriforme.

As pelotas apresentaram-se em formato arredondado a oval. Apenas um crânio, pertencente a um roedor, foi encontrado inteiro. A maior parte dos ossos diagnósticos foi maxilas para Rodentia e Didelphimorphia; falanges e coluna para Quiroptera; perna para Primata (*Callitrix jacchus*); penas, bicos, quilhas e uropígios para pássaros (várias espécies). Outros ossos encontrados foram: ossos longos dos membros, vértebras, cinturas pélvicas e escapulares, dentes, garras e pedaços do crânio.

A ocorrência da espécie *Pulsatrix perspicillata* é pouco documentada em áreas urbanas, sendo um animal típico de matas altas. Foi o primeiro registro desta espécie para a Reserva Ecológica de Dois Irmãos, na medida em que o Campus da UFRPE também faz parte da reserva, e o primeiro registro da família Strigidae para o Campus.

A dieta da *P. perspicillata* tem sido verificada como muito maleável em decorrência da disponibilidade de presas do local, variando sua dieta de acordo com a região, porém praticamente não se têm registros de sua dieta em áreas brasileiras, muito menos nordestinas. Nas

Guianas, ela foi encontrada vivendo à beira de rios e se alimentando abundantemente de crustáceos de água doce (Sick, 2001). Na área do presente estudo, a abundância de roedores na sua dieta pode ser reflexo da sua localidade, considerada área urbana.

Dessa forma, as suas presas podem ser classificadas como:

a) Predominantes: Aves (46%) e Roedores (31%);
b) Habituais: Marsupiais (19%);
c) Esporádicas: Morcegos (2%) e Sagüis (2%).

Rifai (2000) encontrou em pelotas de *Bubo bubo ascalaphus*, no deserto da Jordânia, mamíferos de apenas duas ordens, lagartos, cobras, pássaros, insetos e aracnídeos. Já Roda (1988) encontrou na dieta de *Tyto alba*, na estação de Tapacurá, mamíferos de três ordens (roedores, marsupiais e morcegos), aves e poucos insetos. Comparados com os resultados de *P. perspicillata*, estes dados nos levam a crer que em áreas de floresta ou áreas próximas a florestas, com presas abundantes e maiores, as corujas tendem a selecionar mais suas presas que em áreas desérticas.

A grande predação de roedores atesta mais uma vez o benefício ao homem que as corujas proporcionam, ajudando a controlar pragas urbanas. O elevado percentual de aves na sua dieta pode suscitar dois aspectos de seu comportamento: como são animais crepusculares, aproveitam para predar aves ainda ativas e/ou rapinam os pássaros nos seus pousos noturnos.

Os regurgitos apresentaram-se bastante regulares quanto a sua forma geral, independentemente da presa, mostrando-se arredondados a ovais. Mesmo a pelota proveniente de um morcego, que em *Tyto alba* se apresenta como uma pequena bola de pelos com as falanges expostas (Roda, 1988), apresentou-se exteriormente semelhante às outras pelotas. As pelotas provenientes apenas de pássaros geralmente eram leves e menores que as demais, porém houve pelotas resultantes só de aves também grandes e pesadas.

O estado bastante triturado das partes cranianas, bem como a ausência quase que completa de crânios inteiros dificultam a identificação das partes ósseas e do próprio animal-presa. Esta capacidade de desagregar os ossos do crânio mostrou-se mais forte do que a apresentada por *Tyto alba* (Roda, 1988), que ainda deixava alguns crânios inteiros.

Muito provavelmente *P. perspicillata* seleciona suas presas, buscando sempre presas grandes, uma vez que a totalidade das maxilas de roedores indica animais adultos; assim como a ocorrência considerável de marsupiais, entre suas maiores presas. O sagüi encontrado também corrobora com essa observação, assim como aves de médio porte. A presença em menor número de aves de pequeno porte ou filhotes indica uma solução para complementar a dieta da coruja.

A falta de invertebrados, répteis, anfíbios, além da baixa quantidade de morcegos e filhotes de roedores encontrados também são um indicativo da seletividade destes animais em relação as suas presas, buscando sempre as presas maiores e mais abundantes. A presença de poucas espécies predadas em comparação com as espécies disponíveis para a caça também encorpa a explicação de sua seletividade, bem como a necessidade de alimentar o filhote.

Esta seletividade por animais maiores reflete no baixo número de presas por pelota, o que seria mais compensatório em termos energéticos. Ainda nesse pensamento, uma única presa grande pode compensar mais do que várias presas menores, uma vez que a coruja gasta menos energia ao capturar uma única presa que, pelo porte maior, oferece mais energia (Sick, 2001; Roda, 1988).

4. Conclusões

A espécie *P. perspicillata* representa uma nova ocorrência de predadores de pequenos mamíferos e aves no Campus da UFRPE. Como o campus situa-se em área urbana, a predação de roedores comprova os benefícios das corujas no controle de populações de pragas urbanas. Isso é devido à maior parte da dieta corresponder a mamíferos, especialmente roedores e marsupiais. Entretanto, as aves também mostraram estar entre as presas mais freqüentes desta coruja no Campus da UFPRE. Dessa forma, *P. perspicillata* deve selecionar as presas, buscando sempre as maiores e mais abundantes, utilizando pequenos pássaros para complementar sua dieta, porém estudos mais específicos são necessários para corroborar esta hipótese.

5. Referências Bibliográficas

Farias, G. B.; Mendes, A. C. da R. (1995) *Aves do campus da Universidade Federal Rural de Pernambuco.* Recife: Ed Universitária UFRPE, 83p., il.

Roda, S. A. (1988). *Estudo sobre a ecologia e a biologia da alimentação da Tyto alba tuidara (Aves – Tytonidae) na estação ecológica de Tapacurá-PE*. Monografia CCB/UFPE, Recife.

Rifai, L. B.; Al-melhim, W. N.; Gharaibeh, B. M. (2000) The diet of the Desert Eagle Owl, *Bubo bubo ascalaphus*, in the Eastern Desert of Jordan. *Journal of Arid Environments 44*: 369-372.

Santos, E.. (1979) *Zoologia Brasílica, v. 4: Da Ema ao Beija-Flor*. Belo Horizonte: Ed Itatiaia Limitada, 397 p., il.

Sick, H. (2001) *Ornitologia Brasileira.* 3 ed. Rio de Janeiro: Ed. Nova Fronteira, pp.393-404.

Seleção de sementes por predadores na escala da paisagem, de populações e de indivíduos

Júlio César Voltolini[a] & Carolina Estrada[b]
[a]Grupo de Estudos em Ecologia de Mamíferos (ECOMAM), Universidade de Taubaté – UNITAU
[b]graduação Universidade do Vale do Rio dos Sinos
(cestrada@cirrus.unisinos.br)

1. Introdução

A produção de sementes é uma fase crítica na vida da planta. Vários fatores podem interferir no conjunto de sementes produzido, dentre eles a predação de sementes. A predação de sementes por animais pode ser o fator chave que afeta a mortalidade das sementes, influenciando a abundância, distribuição e evolução das plantas (Harper *et al*. 1970, Moore 1978, Duggan 1985, Molau 1989, Ollerton e Lack 1996).

A predação de sementes influi tanto a nível populacional quanto a nível individual. Nas populações, os efeitos potenciais incluem (i) menor taxa de recrutamento devido à redução na ocupação de sítios seguros (Louda 1978), adequados para a germinação e estabelecimento; (ii) descontinuidade no recrutamento, de acordo com a quantidade de oferta de frutos temporalmente desigual e satisfação dos predadores de sementes em determinado tempo (Janzen 1971) e (iii) alteração na distribuição dos indivíduos adultos, referente a predação dependente da densidade (Janzen 1971). Apesar de pouco explorada, a influência da predação de sementes no nível de indivíduo se dá na correlação entre produção de sementes e localização espacial com a predação pré-dispersão em diferentes indivíduos (Moore 1978).

A predação de sementes pode ser observada em duas etapas diferentes: pré- e pós-dispersão (Janzen 1971). Predadores e dispersores de sementes representam muitas espécies de animais, de insetos a mamíferos.

A predação pré-dispersão se refere ao ataque à semente antes do processo de dispersão. Este tipo de predação realizada por insetos é muito comum, sendo um processo importante e causando uma forte diminuição na sobrevivência das plantas (Salisbury 1942, Janzen 1969, Bohart e Koerber 1972, Harper 1977, Louda 1978), podendo causar a mortalidade de até 80% das sementes produzidas em ambientes florestais e campo (Janzen 1971 1980, Andersen 1988).

Em seu estudo de 1969, Janzen encontra uma relação entre peso de semente e sua relação com o predador de semente, afirmando que sementes de espécies atacadas por insetos são menores do que espécies que não são atacadas.

Enfocando as espécies atacadas por insetos, haveria uma preferência do predador por certa morfologia ou tamanho de semente? Sendo assim, o objetivo deste estudo é investigar se determinadas características das sementes influenciam a escolha dos predadores por elas.

2. Metodologia

Descrição da área

O Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC) está localizado

no Município de Cananéia, no litoral Sul do Estado de São Paulo. O PEIC representa um dos principais remanescentes de Mata Atlântica de Encosta, pois nele são encontrados todos os tipos de vegetação da costa Atlântica brasileira. A ilha possui 15.000 ha de área, com 30 km de comprimento e 10 km de largura máxima.

O relevo da Ilha do Cardoso é predominantemente montanhoso na sua porção central, com 0 a 850 m de altitude. Sua forma é irregular, sendo amplo na parte norte e alongando-se em direção sul e sudeste, com uma faixa estreita de cordões arenosos onde é encontrada uma vegetação de restinga, com aproximadamente 18 km de extensão (Schaeffer-Novelli *et al.* 1990).

Descrição da espécie

Sophora tomentosa L. pertence à família Fabaceae, é um arbusto perene de 1,8 a 2,4 metros de altura, e necessita muito de água. A espécie faz parte da vegetação de praia, ocupando a área mais próxima ao mar, juntamente à espécies herbáceas e outros arbustos (Andrade 1966). Esta planta adiciona nitrogênio ao solo arenoso onde ela cresce entre vegetação de duna e entre comunidades costeiras. A área que a espécie ocupa ocasionalmente é atingida pela maré alta, portanto, é uma espécie halófita.

Amostragem de dados

Três populações de *Sophora tomentosa* foram utilizadas no estudo, totalizando 45 indivíduos em análise. Coletamos de 1 a 3 vagens que continham sementes predadas e não predadas dos indivíduos. As sementes foram medidas em diâmetro, comprimento e largura a fim de se obter todas as medidas possíveis das sementes.

Os dados foram analisados comparando o comprimento, o diâmetro e a largura das sementes predadas e não predadas utilizando o teste t de Student ou no caso de heterocedasticidade o teste de Mann-Whitney (a=0,05). Na análise de possível seleção do tamanho das sementes dentro de cada fruto, foram considerados apenas os frutos onde foram encontradas ao mesmo tempo sementes predadas e não predadas, assegurando que os predadores teriam tido acesso ao mesmo tempo a todas as sementes dentro de uma mesma vagem e assim poderiam selecionar ou não as sementes pelo tamanho.

3. Resultados

Escala de Paisagem:

Considerando todas as sementes como um único conjunto, parece haver uma seleção do maior tamanho de semente pelos predadores, em especial quanto ao comprimento e a largura. Sementes de maior comprimento e largura são preferencialmente predadas (P=0,01; P=0,001 respectivamente), já o diâmetro das sementes parece não ser uma característica selecionada pelos predadores.

Escala de Populações:

Considerando as sementes das três populações como conjuntos distintos, há uma seleção do tamanho maior de semente pelos predadores quanto à largura (P=0,02; P=0,001; P=0,001 nas três populações em análise). Comprimento e diâmetro de sementes predadas não apresentaram padrão de seleção pelos insetos predadores.

Escala do indivíduo:

Como foram coletadas duas vagens por indivíduo em média, a análise considera principalmente a seleção dentro do fruto. Na maioria dos frutos, não ocorreu seleção por tamanho da semente nas medidas amostradas, apesar de uma leve tendência de seleção pela maior largura da semente.

4. Discussão

O conjunto de sementes produzido por uma planta é muito afetado pela predação que as sementes sofrem. Padrões na seleção de sementes por predadores podem ser investigados a fim de descobrirmos o potencial de perda de sementes produzidas (Ollerton e Lack 1996).

Forma e tamanho das sementes influenciam fortemente na dispersão e nos processos subseqüentes, tais como: tempo da semente penetra no solo, germinação, tamanho da plântula, entre outros fatores relacionados com o sucesso da semente (Fenner 1985, Murray 1986, Thompson *et al* 1993). Em contrapartida, os predadores visualmente orientados podem reconhecer externamente sementes mais largas através de características morfológicas do fruto, podendo comprometer as sementes atacadas e não atacadas

A seleção pelo tamanho da semente pelos predadores varia muito dentro do fruto. A seleção varia fortemente entre paisagem e indivíduo, revelando que a seleção por tamanho de sementes pelos predadores ocorre com mais freqüência em escalas mais amplas.

Em teoria, os predadores podem preferir plantas com sementes maiores em função das possíveis vantagens de um maior volume de recurso dentro dos limites geneticamente determinados pela espécie de planta (Szentesi e Jermy 1995). Um método de escape para as plantas seria a produção de sementes onde a qualidade do recurso para o embrião seja satisfatório, não atraindo predadores?

Sementes com maior largura foram selecionadas pelos predadores na maioria dos casos. Nelson e Johnson (1983) descobriram que sementes maiores de espécies de *Astragalus* têm maior sucesso na germinação, mas também são mais infestadas por insetos do que as menores sementes.

5. Conclusões

A predação de sementes depende de fatores de escala-local (Garcia *et al* 2000). Tamanho das populações de plantas, fase fenológica da frutificação, distribuição de cada indivíduo nas áreas e tamanho populacional dos insetos predadores podem ser fatores importantes e que devem ser analisados em futuros trabalhos.

Este estudo deixa clara a importância do estudo de processos ecológicos em diferentes escalas sendo que as conclusões poderiam ter sido diferentes se o delineamento experimental utilizasse uma escala mais ampla ou mais restrita. Sugerimos que futuros estudos em predação e dispersão de sementes considerem a escala no seu delineamento.

6. Referências bibliográficas

Andersen, A.N. (1988). Insect seed predators may cause far greater losses than appear to. *Oikos* 52:337-340.

Andrade, M. A. B. (1966). Contribuição ao conhecimento da ecologia das plantas das dunas do litoral do Estado de São Paulo. Boletim da USP, *Botânica* 22: 3-170.

Bohart, G.E. e Koerber, T.W. (1972). Insects and seed production. In: Kozlowwski, T.T. *Seed Biology*. Vol. 3, pp. 1-50. Academic Press, New York.

Duggan, A.E. 1985. Predispersal seed predation by *Anthocharis cardamines* (Pieridae) in the perennial *Cardamine pratensis* (Brass.). *Oikos* 44:99-106.

García, D., Zamora,R., Gómez, J. M., Jordano, P. e Hódar, J. A. (2000). Geographical variation in seed production, predation and abortion in *Juniperus communis* throughout its rangein Europe. *Journal of Ecology* 88: 436-446.

Harper, J.L.; Lovell, P.H e Moore, K.G. (1970). The shapes and sizes of seeds. *Annual Review Ecology and Systematics* 1:327-356.

Harper, J.L. (1977). *The population biology of plants*. Academic Press. London.

Janzen, D.H. (1969). Seed-eaters vs. seed size, number, toxicity, and dispersal. *Evolution* 23:1-27.

Janzen, D.H. (1971). Seed predation by animals. *Annual Review Ecology and Systematics* 2:465-492.

Janzen, D.H. (1980). Specificiy of seed-attacking beetles in a Costa Rican decidous forest. *Journal of Ecology* 68:929-952.

Louda, S.M. (1978). A test of seed predation in the population dynamics of Haplopappus (Asteraceae). Ph.D. Thesis, *University of California*, Riverside and San Diego State University.

Molau, U., Eriksen, B. e Knudsen, J. T. (1989). Predispersal seed predation in *Bartsia alpina*. *Oecologia* 81: 181-185.

Moore, L.R. (1978). Seed predation in the legume *Crotalaria*. I. Intensity and variability of seed predation in native and introduced populations of *C. pallida* Ait. *Oecologia* 34:185-202.

Nelson, D. M. e Johnson, C. D. (1983). Stabilizing selection on seed size in Astragalus (Leguminosae) due to differential predation and differential germination. *Journal of the Kansas Entomological Society* 56: 169-174.

Ollerton, J. e Lack, A. (1996). Partial predispersal seed predation in *Lotus corniculatus* L. (Fabaceae). *Seed Science Research* 6: 65-69.

Salisbury, E.J. 1942. *The repoductive capacity of plants*. Bell, London.
Schaeffer-Novelli, Y.; Lima-Mesquita, H.S. e Cintrón-Molero, G. (1990). The Cananéia lagoon estuarine system, SP, Brazil. *Estuaries* 13:193-203.
Szentesi, A. e Jermy, T. (1995). Predispersal seed predation in leguminous species: seed morphology and bruchid distribution. *Oikos* 73: 23-32.

Estrutura Populacional da Palmeira *Euterpe edulis* Martius (Arecaceae) em uma Área de Floresta Atlântica no Estado de São Paulo

Júlio Marcos Kojima [a] & Maya Sonnenschein Faccio [b]
[a] Mestrando em Biologia Vegetal – UNESP/Rio Claro, SP (jmkojima@hotmail.com)
[b] Graduanda em Ecologia – UNESP/Rio Claro, SP

1. Introdução

A importância da Floresta Atlântica como tema de investigação científica dispensa explicações e justificativas, entretanto diante de sua grande diversidade é necessário dar prioridade ao estudo de espécies que desempenham papel destacado nesta tipologia florestal. Neste contexto a espécie *Euterpe edulis* Martius se enquadra perfeitamente.

A estrutura que uma população apresenta é uma resposta à ação de forças bióticas (competição, predação por herbívoros ou patógenos, dispersão de sementes e densidade de indivíduos) e abióticas (intensidade e qualidade de luz, temperatura, umidade do ar, disponibilidade de nutrientes e textura do solo) a que seus membros estão expostos (Clark & Clark, 1987). O estudo populacional deve tratar de questões relativas a diferenças no número de organismos que ocorrem de lugar para lugar ou de tempo em tempo, sendo de grande interesse a análise do ciclo de vida das espécies e a interferência do ambiente físico sobre o desempenho das populações (Harper, 1977). Estes estudos podem fornecer importantes informações sobre o funcionamento de ecossistemas florestais e auxiliar projetos de recuperação e manejo.

O presente trabalho teve como objetivo geral descrever e comparar a estrutura populacional e a distribuição espacial de *Euterpe edulis* Martius da mata de planície e mata de encosta no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, SP.

2. Material e Métodos

O Parque Estadual da Ilha do Cardoso encontra-se entre os paralelos 25º03'05" e 25º18'18" S e os meridianos 47º53'48" e 48º05'42" W, no litoral sul do Estado de São Paulo, divisa com Estado do Paraná.

Os dados foram coletados na mata de planície e mata de encosta do Parque Estadual da Ilha do Cardoso. Em cada uma dessas fisionomias foram demarcados 3 blocos distintos de 20 parcelas contíguas medindo, cada uma, 10 x 10 m, em um total de 60 parcelas. Nessas parcelas todos os indivíduos de *E. edulis* que apresentaram mais de um metro de altura de inserção da folha flecha e estipe exposto foram incluídos no estudo, totalizando, para cada fisionomia, 0,6 ha amostrados. Para avaliar os indivíduos com um metro de altura ou menos e sem estipe exposto foram demarcadas 4 sub-parcelas de 2 x 1,5 m colocadas em cada um dos vértices das parcelas de 10 x 10 m, em um total de 0,072 ha amostrados em cada fisionomia.

A classificação em estádios de tamanho foi feita segundo o critério de Reis *et al*. (1996) que tomaram em consideração a altura, o número e o tipo de folhas. Assim são propostos os seguintes estádios de tamanho: Plântula – indivíduos com até 10 cm de altura de inserção da folha flecha; Jovem 1 – indivíduos com intervalo de 10 a 30 cm de altura, com número variável de folhas; Jovem 2 – plantas entre 30 cm e 1 m de altura de inserção, sem o estipe exposto e com 4 a 5 folhas nitidamente pinadas; Imaturo 1 – plantas com altura do estipe exposto inferior a 1,3 m; Imaturo 2 – plantas com altura de estipe exposto maior que 1,3 m mas sem evidência de emissão de inflorescências; Adulto – plantas com sinais evidentes de já terem se reproduzido.

Para todos os indivíduos foram obtidos a altura (referente à medida desde o solo até o ponto de inserção da folha flecha) e o diâmetro (obtido ao nível do solo).

Para verificar uma possível diferença entre mata de planície e mata de encosta na proporção de indivíduos nos estádios de Plântula, Jovem 1 e Jovem 2 realizou-se um teste qui-quadrado. Igual procedimento foi realizado para os estádios Imaturo 1, Imaturo 2 e Adulto.

Para verificar o padrão espacial dos indivíduos de *E. edulis* foi utilizado o Índice de Dispersão de Morisita Padronizado *(Ip)* (Krebs, 1999).

Para analisar a distribuição de tamanho das populações foram plotadas distribuições de freqüência para os dados de altura e diâmetro.

3. Resultados e Discussão

Na mata de planície foram quantificados 491 Plântulas, 20 Jovens 1, 5 Jovens 2, 10 Imaturos 1, 146 Imaturos 2 e 136 Adultos, o que equivale, respectivamente para cada um desses estádios, a 89,1%, 3,63%, 0,9%, 0,22%, 3,18% e 2,97% do total da população de *E. edulis* amostrada.

Já na mata de encosta foram amostrados 291 Plântulas, 143 Jovens 1, 55 Jovens 2, 31 Imaturos 1, 174 Imaturos 2 e 79 Adultos, que representa, respectivamente, 55,63%, 27,33% 10,51%, 0,71%, 4% e 1,82% da população amostrada nessa fisionomia.

Pelo teste qui-quadrado obteve-se os seguintes resultados: c^2 = 185,042, gl = 2 e p = 0,0000 (para os estádios de Plântula, Jovem 1 e Jovem 2) e c^2 = 28,212, gl = 2 e p = 0,0000 (para os estádios Imaturo 1, Imaturo 2 e Adulto). Como os valores de "p" são menores que 0,05 existem diferenças significativas entre as fisionomias na proporção de indivíduos.

A densidade mais elevada de plântulas na mata de planície provavelmente está relacionada à maior produção de sementes em função do maior número de indivíduos adultos amostrados e, também, a condições favoráveis de germinação e estabelecimento das plântulas nessa fisionomia (De Esteven & Putz, 1984). Alguns estudos indicam que plântulas de *E. edulis* têm preferência por locais úmidos ou encharcados (Nogueira Jr., 1997 *apud* Fisch, 1998; Silva, 1991), condições que foram observadas na mata de planície estudada.

Na mata de planície a maior abundância de plântulas faz com que elas germinem em densas agregações em torno da planta parental. Dessa forma a competição por recursos limitados torna-se mais intensa e, consequentemente, acabam crescendo muito mais lentamente (Watkinson, 1997), podendo permanecer nesse estádio por vários anos. Esse fato, associado a uma possível agregação dos indivíduos Jovens 1 e Jovens 2 da mata de encosta em torno de microssítios que sejam favoráveis ao seu desenvolvimento, como as clareiras, que são mais freqüentes na encosta devido a declividade e a pouca profundidade do solo, poderia explicar a maior densidade de jovens nessa fisionomia.

A redução da desigualdade entre as duas fisionomias em relação à porcentagem de indivíduos imaturos pode ser reflexo da diminuição da taxa de mortalidade a partir deste estádio. Além disso, o lento crescimento em altura verificado por Nodari *et al*. (1987) *apud* Silva (1991) faz com que os indivíduos permaneçam nesse estádio por um longo período antes de atingir o estádio Adulto.

A menor densidade de indivíduos adultos observados na mata de encosta pode ser conseqüência dos deslizamentos de terra, que são mais freqüentes nesse ambiente, e da queda de outras árvores que acabam derrubando indivíduos de *E. edulis* juntos com eles, principalmente os adultos em função do seu maior tamanho. O corte ilegal de palmito por parte de palmiteiros também pode ser responsável por esse menor número de indivíduos reprodutivos. Isto porque foi observado no interior das parcelas um número maior de indivíduos cortados na mata de encosta (23 indivíduos) que na mata de planície (15).

As distribuições de tamanho das duas populações estudadas apresentaram-se contínuas, não sendo observadas lacunas nas classes de altura ou de diâmetro que indicassem interrupções no pro-

cesso de recrutamento ou reprodução da espécie.

Com exceção dos estádios Jovem 1 (Ip=0,364) e Imaturo 1 (0,065) da mata de planície, que não tiveram sua hipótese de aleatoriedade rejeitada, todos os outros estádios apresentaram padrão de distribuição agregado (Plântula=0,501, Jovem 2=0,526; Imaturo 2=0,509, Adulto=0,503 na mata de planície e Plântula=0,501, Jovem 1=0,503, Jovem 2=0,504, Imaturo 1=0,501, Imaturo 2=0,5 e Adulto=0,504 na mata de encosta). Segundo Hubbell (1979) esta distribuição é comum em espécies que apresentam "pontos de origem", os quais são locais onde há altas densidades populacionais rodeados por áreas de menor densidade.

Uma das conseqüências da queda de sementes e frutos de um adulto, de acordo com Janzen (1970), é a formação de uma mancha de plântulas, tendo como centro a planta-mãe. Entretanto essa agregação se desfaz com o tempo devido aos danos promovidos pela herbivoria e pela competição por luz, nutrientes e espaço. Assim, há uma tendência de que indivíduos jovens tenham padrões de distribuição agregados e que progressivamente sigam uma tendência à distribuição aleatória para os estádios mais avançados. Entretanto essa tendência não foi observada neste estudo, talvez porque os efeitos de uma possível interação competitiva entre essas plantas possam ser desprezados.

4. Conclusões

A estrutura populacional da palmeira *E. edulis* na mata de planície e mata de encosta do Parque Estadual da Ilha do Cardoso apresenta um grande número de Plântulas, Jovens 1 e Jovens 2, demonstrando a estratégia que essa espécie possui para renovar sua população sempre que indivíduos dos estádios Imaturo e Adulto venham a morrer.

A partir das distribuições em classes de tamanho pode-se afirmar que não houve interrupções no processo de recrutamento ou reprodução nos últimos anos nas duas fisionomias estudadas. A estrutura de tamanho das duas populações apresenta-se na forma de "J reverso", considerada por muitos autores como típica de populações estáveis, no entanto só é possível fazer inferências a respeito de sua estabilidade e capacidade de auto-regeneração através do estudo a longo prazo da dinâmica dessa população.

De acordo com Reis *et al.* (2000) a manutenção de 50 a 60 indivíduos reprodutivos por hectare garante a renovação da espécie na floresta. Assim, para o período em que foi realizado o estudo, as duas populações apresentam potencial para sua renovação.

Agradecimentos – Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) pela bolsa concedida ao primeiro autor. A Soraia, Fernando Siqueira, Luís Coelho, Renato Toledo e Leandro Jamerson pelo grande auxílio no trabalho de campo.

5. Referências Bibliográficas

Clark, D.B. & Clark, D.A. (1987). Population ecology and microhabitat distribution of *Dipteryx panamensis*, a neotropical rain forest emergent tree. *Biotropica* 19(3): 236-244.

De Esteven, D. & Putz, F.E. (1985). Mortality rates of some rain forest palms in Panama. *Principes* 29(4): 162-165.

Fisch, S.T.V. (1998). *Dinâmica de Euterpe edulis na floresta ombrófila densa atlântica em Pindamonhangaba*. Tese (Doutorado) – USP.

Harper, J.L. (1977). *Population biology of plants*. London. Academic Press.

Hubbell, S.P. (1979). Tree dispersion, abundance and diversity in a tropical dry forest. *Science* 203: 1299-1309.

Janzen, D.H. (1970). Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist* 104 (904): 501-528.

Krebs, C.J. (1999). *Ecological Metodology*, 2ª ed. Wesley Longman. New York.

Reis, A.; Kageyama, P. Y.; Reis, M.S.; Fantini, A. (1996). Demografia de *Euterpe edulis* Martius (Arecaceae) em uma floresta ombrófila densa montana, em Blumenau (SC). *Sellowia* 45-48: 13-45.

Reis, M.S.; Conte, R.; Nodari, R.O.; Fantini, A.C.; Reis, A.; Mantovani, A.; Mariot, A. (2000). Manejo sustentável e produtividade do palmiteiro (*Euterpe edulis* Martius, Arecaceae). *Sellowia* 49-52: 202-224.

Silva, D.M. (1991). *Estrutura de tamanho e padrão espacial de uma população de Euterpe edulis Martius (Arecaceae) em mata mesófila semidecídua no município de Campinas.* Dissertação (Mestrado) - UNICAMP.

Watkinson, A.R. (1997). Plant population dynamics. In Plant ecology (M.J.Crawley, ed.). Blackwell Science. Oxford. p. 359-400.

O que seria melhor para conservar a diversidade de Scarabaeidae na Mata Atlântica: vários fragmentos florestais pequenos ou um grande?

Júlio N.C. Louzada[1,2] & Og F. F. De Souza[2]
1- Universidade Federal de Lavras (DBI/UFLA)
(jlouzada@ufla.br); 2- Universidade Federal de Viçosa (DBA/UFV)

1. Introdução

A fragmentação florestal pode atuar de diferentes maneiras sobre os organismos, o que exige que as medidas, a serem tomadas para a preservação das espécies, devam ter como base estudos abrangentes do ambiente e das espécies a serem preservadas (Abele e Connor, 1979 e Harris e Silva-Lopez, 1992).

Uma questão prática de grande interesse é qual seria a melhor estratégia para conservar a diversidade de determinado grupo de organismos: estabelecer uma grande reserva biológica ou dividir o esforço de preservação em pequenas reservas de área total idêntica? Esta questão foi proposta por Simberloff e Abele (1976) e ficou conhecida pela sigla SLOSS (single large or several small), tendo gerado inúmeras discussões de cunho prático para a conservação da diversidade biológica (Deshaye e Morisset, 1989).

Alguns argumentos favorecem a delimitação de uma reserva grande ao invés de várias pequenas. Uma reserva grande poderia beneficiar as espécies mais exigentes quanto a área e manter populações maiores, que seriam menos sujeitas a extinção devido variações demográficas ou ao efeito do acaso.

Patterson e Atmar (1986) argumentam que, se existe um aninhamento elevado na composição das comunidades de um sistema fragmentado, somente em reservas grandes poderia ser observado todas as espécies da região. A perda de espécies a medida que diminui-se a área da reserva, simplificaria as comunidades de maneira ordenada, restringindo-as a um grupo de espécies de ampla distribuição na região (Patterson e Atmar, 1986). Em termos práticos, o aninhamento completo implicaria que qualquer comunidade na região seria formada por uma parcela das espécies da comunidade imediatamente mais rica a esta.

As reservas pequenas poderiam abranger um maior número de habitat e condições específicas da região, o que poderia incrementar o número de espécies regionalmente preservadas. Além disso, reservas pequenas poderiam permitir uma dinâmica metapopulacional, que diminuiria as chances de extinção regional de espécies em função da recolonização de locais onde houve a extinção de alguma espécie.

Apesar de serem de fundamental importância para as comunidades bióticas, os insetos têm passado ao largo de estudos empíricos sobre este enfoque preservacionista. Pelo fato de algumas espécies de insetos serem pragas na agricultura criou-se a concepção popular de que não "merecem" esforços para sua conservação. Por outro lado, o apelo estético e a exigência de animais vertebrados tem induzido a um discurso simplista de que preservando-se estes organismos os demais, "menos exigentes", estarão protegidos.

Os Scarabaeidae desempenham um papel importante na reciclagem da matéria, degradando e incorporando ao solo as carcaças, fezes, frutos e outros materiais em decomposição produzidos. Esta atividade afeta toda a comunidade de artrópodes detritívoros, além de influenciar no funcionamento da ciclagem de matéria no ecossistema (Halffter e Edmonds, 1966).

A família Scarabaeidae apresenta centenas de espécies associadas ao ambiente florestal dos trópicos (Hanski e Cambefort, 1991). Em sua grande maioria, as espécies de floresta são restritas a este ambiente e influenciadas negativamente pela fragmentação florestal (Howden e Nealis, 1975 e Klein, 1989). Não se sabe este efeito negativo da fragmentação pode levar a perda de espécies ou de funções essenciais do ecossistema.

Assim, é faz-se necessário definir qual a melhor estratégia para a preservação das espécies de Scarabaeidae, em função de sua importância ecológica e do risco real de extinção de espécies associadas a florestas tropicais.

Neste trabalho procura-se contribuir para a definição de qual estratégia seria mais recomendada para a preservação de Scarabaeidae, verificando três propriedades do sistema de fragmentos: (a) se agrupamentos de fragmentos pequenos diferem de fragmentos grandes de mesma área total, no que diz respeito à riqueza de espécies; (b) se o sistema fragmentado apresenta aninhamento na composição da fauna e (c) se a densidade das populações é afetada pelo aumento da área do fragmento. As duas estratégias apresentadas acima podem ser consideradas equivalentes, em termos de preservação das espécies de Scarabaeidae, somente se as propriedades da comunidade não forem afetadas pelo fato de se preservar várias reservas pequenas ou uma grande de mesmo tamanho

2. Métodos

O estudo foi realizado em 18 fragmentos florestais no município de Viçosa – MG. A região encontra-se no domínio da Mata Atlântica, apresentando fragmentos florestais em graus variados de distúrbio e tamanhos.

A amostragem dos insetos foi feita através de pitfalls com isca atrativa, em 18 fragmentos florestais estudados, repetidamente nos verões dos anos de 1994 (dez, jan e fev), 1995 (jan, fev) e 1996 (jan, fev). Os fragmentos receberam esforços amostrais variando de acordo com a área.

Foram construídas duas curvas de acúmulo de riqueza de espécies, uma agrupando-se os fragmentos do menor para o maior e outra agrupando-se os fragmentos do maior para o menor. A comparação entre estas duas curvas permite avaliar se reservas formadas pela soma de fragmentos possuem o mesmo número de espécies que uma reservas formada por um único fragmento grande (Robinson e Quinn 1990).

Para verificar o grau de aninhamento na composição de espécies do sistema fragmentado foi adotado o procedimento desenvolvido por Atmar e Patterson (1993). Os cálculos foram feitos com o programa nestcalc (Atmar e Paterson, 1995).

Foi avaliada a relação entre a densidade populacional das 20 espécies mais abundantes na região e o tamanho dos fragmentos através de análise de regressão linear. A densidade populacional foi obtida através da divisão da abundância da espécie pelo esforço amostral de coleta realizado no fragmento. Os dados de densidade populacional das espécies nos fragmentos e de área dos fragmentos foram transformados para log (n+1). A transformação dos dados foi feita para obter-se a normalização da distribuição dos resíduos da regressão.

3. Resultados e Discussão

Foram capturadas 51 espécies de Scarabaeidae, pertencentes a 16 gêneros diferentes (Tabela 3.2). As espécies capturadas pertencem às tribos Dichotomiini, Canthonini, Eurysternini, Gromphini e Onthophagini. A diversidade de espécies foi positivamente afetada pela área do fragmento florestal ($R^2 = 0,74$; $F_{1,16} = 50,4$; $p<0,001$).

As duas seqüências de organização dos fragmentos produzem curvas similares de acúmulo de espécies. Um fragmento grande teria número equivalente de espécies a uma área de mesmo tamanho formada pela soma de fragmentos menores.

O aninhamento na composição das comunidades de Scarabaeidae dos fragmentos (Tabela 5.1) produziu uma temperatura de 18,06º. A probabilidade desta temperatura ser obtida ao acaso, a partir do mesmo conjunto de dados, é de $6,10 \times 10^{-37}$.

Das 20 espécies mais abundantes na região, 9 aumentam sua densidade populacional em relação ao aumento da área do fragmento. As demais espécies não apresentaram resposta estatisticamente significativa

Siberloff e Abele (1976) sustentam que a relação espécie/área é muito ambígua para indicar o que seria melhor para preservação das espécies: uma única reserva grande ou duas reservas com metade da área da primeira. Estes autores sugerem que a resposta depende de quantas espécies as duas reservas mantêm e da inclinação da relação espécie/área. Depende também do gradiente de habilidades de dispersão e sobrevivência das espécies envolvidas (Shaffer e Sanson, 1985).

Nossos resultados indicam que as estratégias de se delimitar várias reservas pequenas ou uma grande de mesma área são equivalentes para preservar a riqueza de Scarabaeidae da região de Viçosa, se considerarmos somente o número total de espécies. Contudo, existem vários pontos adicionais, a serem tratados antes, para que se possa chegar a uma estratégia ideal.

O nível elevado de aninhamento na composição das comunidades nos fragmentos permite afirmar que existe uma ordem de suscetibilidade das espécies à fragmentação. A ocorrência deste padrão faz com que os fragmentos menos diversos apresentem em sua composição principalmente espécies comuns na região. Como a riqueza de espécies é dependente da área do fragmento no sistema estudados, pode-se afirmar que a manutenção da composição de espécies da região de Viçosa passa pela preservação dos fragmentos grandes.

Independente da riqueza de espécies contida em agrupamentos de pequenos fragmentos ou um grande fragmento, pode-se supor que reservas pequenas apresentem populações relativamente menores que reservas grandes, devido aos efeitos da fragmentação sobre as espécies. Se assim for, poder-se-ia concluir que seria melhor ter reservas grandes com populações maiores e, assim, menos sujeitas a variações do ambiente ou problemas genéticos ligados a taxa elevada de endogamia. Das 20 espécies de Scarabaeidae mais abundantes da região de Viçosa, 9 apresentam densidade populacional influenciada positivamente pela área do fragmento. Apesar de não existirem estudos sobre o tamanho mínimo viável de populações de Scarabaeidae, nem sobre os efeitos da redução de densidade no nível de ocorrência e manifestação da endogamia, a redução da densidade destas populações com a área é um fato que favorece a escolha de fragmentos maiores.

Contudo, as reservas pequenas podem também servir a propostas específicas, como preservar espécies endêmicas, ou habitat únicos, e servir como pontos de ligação entre reservas maiores (Lovejoy, 1982). Várias reservas pequenas, quando dispersas na paisagem, podem ter uma gama maior de ambientes e acomodar o manchamento natural dos habitat (Diamond, 1975) e desta forma permitir que as populações escapem de variações demográficas ao acaso, doenças e catástrofes.

Nossos dados também evidenciam a importância dos fragmentos pequenos para a preservação deste aspecto quanto ao sistema de Viçosa. Os fragmentos pequenos, em conjunto, compartilham de parte significativa da diversidade regional de espécies. Estas espécies podem usar estes fragmentos como pontos de ligação entre áreas maiores. Sua presença pode incrementar a movimentação dos indivíduos na paisagem fragmentada. Seria certamente um erro concluir, que sua presença na paisagem é dispensável sem que estudos mais aprofundados sejam executados.

Assim, uma boa resposta à pergunta título deste trabalho, "O que seria melhor para conservar a diversidade de Scarabaeidae na Mata Atlântica, vários fragmentos florestais pequenos ou um grande?", é que os fragmentos grandes são essenciais e que certamente uma paisagem composta somente por fragmentos pequenos correria risco de ter parte de sua diversidade biológica perdida e possuir populações mais vulneráveis.

4. Conclusões

O agrupamento de áreas pequenas apresentam número de espécies similar a fragmentos isolados de mesma área, o que não permite decidir sobre qual a melhor estratégia conservacionista a ser adotada sob este ponto de vista;

A composição das comunidades no sistema fragmentado é aninhada. Locais pobres em espécies são amostras aninhadas de locais mais ricos. Este aspecto favorece a escolha de reservas grandes como forma de preservar a diversidade regional, pois nesta se encontram a maioria das espécies;

A diminuição da área do fragmento provoca a redução da den-

sidade populacional de 9 das vinte espécies analisadas. Estas nove espécies podem correr risco de extinção local em fragmentos de pequeno porte o que favorece a escolha de reservas de área maior;
5. Referências Bibliográficas
ABELE, L.G., CONNOR, I.F. Application of island biogeography theory to refuge design: making the right decision for the wrong reasons. In: LINN, R.M. *Proceedings of the First Conference on Scientific Research in National Parks.* Washington, DC: U.S.D.I. National Park Service, 1979. p.89-94.
ATMAR, W., PATTERSON, B.D. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia*, v.96, p. 373-82, 1993.
DESHAYE, J., MORISSET, P. Species-area relationships and the SLOSS effect in a subarctic archipelago. *Biol. Conserv.*, v.48, p. 265-76, 1989.
DIAMOND, J.M. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design pf natural reserves. Biol. Cons., v.7, p.129-146, 1975.
HALFFTER, G. & EDMONDS, W.D. *The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae): An ecological and evolutive approach*. México, DF, Instituto de Ecología, 1982. 176 p.
HARRIS, L.D., SILVA-LOPEZ, G. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity. In: Fiedler, P.L., Subodh, K.J. *Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, preservation, and management*. New York: Chapman and Hall, 1992. p.5197-238.
KLEIN, B.C. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. *Ecology*, v.70, p. 1715-25, 1989.
LOVEJOY, T.E. Design refuge for tomorrow. In: Prance, G.T., *Biological diversification in the tropic*. New York: Columbia University Press, 1982. p.673-680.
PATTERSON, B.D., ATMAR, W. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biol. J. Linn. Soc.*, v.28, p. 65-82, 1986.
SHAFER, M.L., Sanson, F.B. Population size and extinction: a note on determining critical population size. Am. Nat., v.125, p.144-152, 1985.
SIMBERLOFF, D., ABELE, L.G. Island biogeograph theory and conservation practice. Science, v.191, p.285-286, 1976.

Fauna de libélulas bromelícolas: influência dA agregação de bromélias no sucesso reprodutivo

Karina Schmidt Furieri[1] e Paulo De Marco Júnior[2] (1- mestranda em Entomologia na Universidade Federal de Viçosa, kfurieri@insecta.ufv.br ; 2- Laboratório de Ecologia Quantitativa, Universidade Federal de Viçosa)

1. Introdução

Leptagrion Selys, 1876 é um gênero de libélula freqüentemente observado em fitotelmata de vários ecossistemas na América do Sul (WILLIAMSON, 1917; SANTOS, 1968; SANTOS, 1979; LOUNIBOS *et al.*, 1987). Possivelmente devido a este tipo de associação, algumas de suas espécies têm sido consideradas em perigo, como por exemplo *Leptagrion acu*tum (Santos,1961), encontrado na Mata Atlântica e considerado em perigo de extinção (Lista de espécies ameaçadas do IBAMA, 2003). As informações sobre ecologia e comportamento deste gênero são ainda muito fragmentadas e baseadas em poucas observações de cada espécie, o que dificulta o estabelecimento de estratégias para sua conservação.

Nós acreditamos que agregações de bromélias são preferencialmente selecionadas como áreas para postura de *Leptagrion* spp, e que a quantidade de larvas destas espécies em bromélias agregadas é maior do que em bromélias isoladas. A causa deste efeito seria a capacidade de locomoção da larva, que permite explorar os recursos alimentares que são mais abundantes nestas agregações. Se esta hipótese for verdadeira, essa diferença na abundância de recurso alimentar deve-se provavelmente a uma diferença na diversidade ou riqueza das comunidades de macroinvertebrados aquáticos entre bromélias agregadas e isoladas.

2. Metodologia

Este estudo foi realizado na Estação Biológica de Santa Lúcia (EBSL), que se localiza no município de Santa Teresa ES, entre as coordenadas 19°57'10" a 19°59' 00" S e 40°31'30" a 40°32'25" W, sendo administrada pelo Museu de Biologia Prof. Mello Leitão (MBML). É formada por uma área total de 440ha pertencente a UFRJ, Sociedade de Amigos do Museu Nacional e IPHAN, com altitudes variando de 550 a 950m. Segundo MENDES & PADOVAN (2000) a região têm clima tropical subquente superúmido com subseca. O clima da EBSL é subtropical úmido (Cfa), sem estiagem (MENDES & PADOVAN, 2000). A EBSL está, de acordo com a classificação do Brasil (1983), na região fitoecológica da Floresta Ombrófila Densa. Segundo (RIZZINI, 1979), a EBSL pertence à Província Atlântica.

Foram selecionadas cinco áreas na EBSL onde não havia bromélias. Em cada área foram colocadas cinco bromélias *Neoregelia magdalena* agregadas e uma isolada, com distância mínima de 10 metros e máxima de 20 metros entre os tratamentos. Após 15 dias, varreduras foram feitas com intervalos de 30 min, das 11:00 às 15:00h para verificar a colonização por adultos de *Leptagrion* spp. As campanhas foram realizadas com intervalos máximos de 15 dias. O procedimento foi repetido durante três meses, e sete meses após o início do experimento as bromélias foram levadas ao laboratório para análise da comunidade de macroinvertebrados aquáticos. A comunidade encontrada nas bromélias agregadas será comparada com as de bromélias isoladas. Diferenças na abundância de adultos presentes nas varreduras sobre plantas isoladas e agrupadas foram testadas utilizando o teste de t pareado. Da mesma forma foram comparadas as abundâncias de larvas de *Leptagrion*, e serão comparadas as de outros macroinvertebrados, principalmente os que possam servir de alimento para as libélulas, entre plantas isoladas e agregadas.

3. Resultados

A quantidade média de larvas de *Leptagrion* encontradas em bromélias agregadas foi 10 vezes maior que a encontrada em bromélias isoladas (agregada=3,98 larvas/planta; isolado=0,4 larvas/planta; t=3,803; df=4; p=0,019). Múltiplas ocorrências foram freqüentes, caracterizando uma distribuição agregada (índice de distribuição espacial: agregada=1,671; isolada=2).

Indivíduos adultos de duas espécies de *Leptagrion* foram observados ao longo do experimento, *L. perlongum* e uma espécie que está sendo identificada. Essas espécies foram observadas apenas em áreas em que *N. magdalena* encontrava-se agregada indicando uma seleção do sítio de oviposição (abundância média em bromélias agregadas=0,143; t=2,38; df=34; p=0,023). Ainda não está claro se esta seleção é feita pelos machos e/ou pelas fêmeas devido à baixa densidade populacional destas espécies. Os invertebrados aquáticos estão sendo identificados.

4. Conclusão

A predação por odonatas pode diminuir a abundância de presas em lagos e poças (JOHNSON *et al.*, 1987) e espera-se que esse efeito seja maior em tanques de bromélias e ocos de árvores (FINCKE *et al.*, 1997). SANTOS (1966) manteve com vida larvas de *Leptagrion* durante cerca de cinco meses sem alimento algum. Este resultado sugere que larvas de odonata podem apresentar adaptações à falta de alimento, como a dispersão de indivíduos entre as bainhas da folha, quando os recursos ficarem escassos (LOUNIBOS *et al.*, 1987). LOUNIBOS (1987) atribuiu as múltiplas ocorrências de *Leptagrion siqueirai* Santos, 1968 que encontrou em *Aechmea aquilega* (Salisb) e *A. nudicaulis* (L.) à sobrevivência de indivíduos pertencentes a uma mesma postura, já que as larvas apresentavam o mesmo tamanho. Mas as larvas encontradas na mesma bromélia na EBSL pertenciam a instares diferentes, indicando posturas distintas. Esses dados resultam da seleção de sítio de oviposição feita pelos adultos, que ovipositam em bromélias agregadas sucessivamente. As posturas podem estar sendo feitas na mesma bromélia, ou as larvas, ao se deslocarem em busca de alimento, tendem a se agregar onde este está mais abundante. As larvas menores devem conseguir fugir do canibalismo refugiando-

se em regiões entre as bainhas onde as larvas maiores não conseguem entrar. Outra adaptação possível pode ser similar à hipotetizada por LINDSTEDT & BOYCE (1985) no modelo de tolerância ao jejum, inicialmente produzida para explicar adaptações de mamíferos a variações sazonais do ambiente. Espécies de Odonata que vivessem em ambientes sob este tipo de seleção deveriam acumular reservas de gordura.

5. Bibliografia

FINCKE, O. M., YANOVIAK, S. P. e HANSCHU, R. D. 1997. Predation by odonates depresses mosquito abundance in water-filled tree holes in Panama. Oecologia (Berlin) 112:244-253.

JOHNSON, D. M., PIERCE, C. L., MARTIN, T. H., WATSON, C. N., BOHANAN, R. E. e CROWLEY, P. H. 1987. Prey depletion by odonate larvae: combining evidence from multiple field experiments. Ecology 68:1459-1465.

LINDSTEDT, S. L., e BOYCE, M. S. 1985. Seasonality, fasting endurance and, body size in mammals. The American Naturalist 125:873-878.

LOUNIBOS, L. P., FRANK, J. H., MACHADO-ALLINSON, C. E., NAVARRO, J. C. e OCANTO, P. 1987. Seasonality, abundance and invertebrate associates of *Leptagrion siqueirai* Santos in *Aechmea* bromeliads in venezuelan rain forest (Zygoptera: Coenagrionidae). Odonatologica 16:193-199.

MENDES, S. L., e PADOVAN, M. P. 2000. A Estação Biológica de Santa Lúcia, Santa Teresa, Espírito Santo. Boletim do Museu de Biologia Prof.Mello Leitão, Série 7-34.

RIZZINI C. T. 1979. Tratado de fitogeografia do Brasil. HUCITEC/ Edusp, São Paulo, SP.

SANTOS, N. D. 1966. Contribuição ao conhecimento da fauna do Estado da Guanabara. 56. Notas sobre coenagriídeos (Odonata) que se criam em bromélias. Atas da Sociedade de Biologia do Rio De Janeiro 10:83-85.

SANTOS, N. D. 1968. Descrição de *Leptagrion dardanoi* SP. N. (Odonata, Coenagrionidae). Atas da Sociedade de Biologia do Rio De Janeiro 12:63-65.

SANTOS, N. D. 1979. Descrição de *Leptagrion bocainense* Santos, 1978 cenagrionideo bromelicola (Odonata, Coenagrionidae). Anais da Sociedade Entomologica do Brasil 8:167-173.

WILLIAMSON, E. B. 1917. Some species of *Leptagrion* with descriptions of a new genus and a new species (Odonata). Entomological News 28:241-255.

Estrutura e abundância de insetos galícolas associados a *Protium icicariba* e *Protium heptaphyllum* (Burseraceae)

Karine L. Narahara[1] (knarahara@terra.com.br/ kanarahara@bol.com.br)
Ricardo Ferreira Monteiro[1]
[1] Laboratório de Ecologia de Insetos – Dpto de Ecologia - IB – UFRJ

Os insetos galhadores costumam apresentar uma grande especificidade com relação à planta hospedeira, geralmente com uma espécie induzindo um único tipo de galha e em apenas uma espécie vegetal. Algumas teorias acerca do surgimento do hábito galhador foram propostas, e numa tentativa de compreender melhor tais questões evolutivas, diversos trabalhos relacionam aspectos morfológicos das galhas à presença de inimigos naturais, principalmente parasitóides (Askew & Ruse 1974; Hawkins & Goeden, 1984; Rossi *et al.*, 1992; Plantard & Hochberg, 1998; Waring & Price, 1989).

No Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (RJ) é possível encontrar uma grande diversidade de insetos galhadores associados a plantas de diferentes famílias (Maia, 2001a). Dentro do PARNA, ocorrem três espécies de *Protium* (Burseraceae)*: P. brasiliense, P. heptaphyllum e P. icicariba;* estas são as únicas representantes da família na área, sendo a última um dos arbustos fitosociologicamente mais importantes do parque.

Maia (2001b) registra para o PARNA de Jurubatiba oito espécies de galhas entomógenas associadas ao gênero *Protium*: duas em *P. brasiliense*, duas em *P. heptaphyllum* e quatro em *P. icicariba*. Em *P. icicariba*, encontramos três galhas entomógenas foliares, sendo uma delas denominada epidérmica, é induzida por uma espécie de Psyllidae. Em relação às duas outras galhas, Maia *et al.* (2002) descreveram duas novas espécies de Cecidomyiidae: *Dactylodiplosis icicaribae* (galha cônica) e *Lopesia simplex* (galha de borda). A família Cecidomyiidae é a principal indutora de galhas, sendo *Lopesia* um dos gêneros mais representados em restingas. Sobre as galhas das outras espécies de *Protium*, bem como sobre os parasitóides associados às mesmas nada foi encontrado na literatura.

Nosso principal objetivo é comparar a composição de insetos nas galhas associadas a *P. icicariba* e *P. heptaphyllum* no PARNA de Jurubatiba. As duas hipóteses testadas são: 1) Essas duas espécies de plantas, próximas taxonomicamente, irão apresentar espécies galhadoras também filogeneticamente próximas. 2) A similaridade de espécies de parasitóides é maior entre galhas equivalentes estruturalmente nas diferentes espécies vegetais do que entre diferentes tipos de galhas de uma mesma espécie de planta.

O trabalho foi realizado em três diferentes áreas de Restinga Arbustiva Aberta de *Clusia*, uma das formações vegetais de maior importância no PARNA. Durante os meses de Junho, Setembro, Outubro de 2002 e Fevereiro de 2003, 175 indivíduos de cada espécie de planta foram vistoriados. A escolha das plantas ocorria de forma aleatória, e em cada uma delas, num período de 5 minutos, todas as folhas com galhas eram coletadas. As folhas eram acondicionadas em sacos plásticos ainda no campo e levadas dentro de um isopor para triagem e obtenção dos insetos no laboratório.

No laboratório, as folhas/folíolos eram separadas de acordo com o tipo de galha em sacos plásticos para obtenção de adultos dos galhadores, parasitóides e inquilinos. Foi calculada a freqüência de ocorrência de cada espécie parasitóide em cada tipo de galha, assim como os indíces de diversidade e equitabilidade (para espécies de plantas e tipos de galhas) e de similaridade de espécies parasitóides entre tipos de galhas.

Os dois tipos de galhas foliares de *P. heptaphyllum* foram identificados como sendo pertencentes a duas espécies novas dos mesmos gêneros já descritos para *P. icicariba*. Foi possível observar que a semelhança vai além da proximidade taxonômicas dos indutores: *Dactylodiplosis* induz galhas de morfologia semelhante (cônica e esférica), enquanto *Lopesia* induz galhas de borda nas duas espécies vegetais. Além das proximidades taxonômica dos indutores das diferentes espécies vegetais e estrutural de suas respectivas galhas, há também uma equivalência ecológica quanto a disposição das galhas nos folíolos: as galhas cônica e esférica ocorrem quase sempre na superfície abaxial, e geralmente em maiores densidades. Além disso, *P. heptaphyllum* também possui galhas induzidas por um Psyllidae, do mesmo aspecto que aquelas encontradas em *P. icicariba*.

Quanto aos parasitóides, obteve-se 13 espécies (todos microhimenópteros solitários), sendo 6 associados às galhas cônicas e 4 às galhas de borda de *P. icicariba*, 6 às galhas esféricas e 8 às galhas de borda de *P. heptaphyllum*. Dessas, apenas duas ocorreram em todas as quatro galhas estudadas. Duas outras espécies foram observadas apenas nas galhas de borda de ambas as espécies de plantas, sendo uma delas a única espécie endoparasitóide, importante na regulação em dois diferentes níveis tróficos, já que é parasitóide de indutores e também hiperparasitóide. Nas galhas cônica e esférica foram observadas 3 espécies parasitóides exclusivas.

As maiores diversidades de espécies parasitóides foram encontradas nas galhas cônica e esférica e nas galhas de *P. icicariba*. Foi encontrada maior similaridade dos parasitóides entre os dois tipos de galhas das diferentes espécies vegetais do que entre aquelas da mesma espécie de *Protium*. Esse resultado mostra uma maior semelhança quanto a guilda de parasitóides entre as galhas equivalentes morfologicamente das diferentes espécies vegetais.

A proximidade taxonômica entre as plantas hospedeiras parece refletir-se na semelhança morfológica entre as espécies indutoras

das galhas equivalentes estruturalmente, confirmando nossa primeira hipótese. Podemos observar também que a proximidade morfológica das espécies indutoras reflete-se diretamente na equivalência estrutural das galhas. Nossa segunda hipótese também foi corroborada, pois observamos uma maior similaridade quanto à fauna de parasitóides entre galhas morfologicamente semelhantes de diferentes espécies de *Protium*. Essa semelhança pode ser explicada pela proximidade taxonômica dos galhadores das diferentes espécies vegetais. Insetos parasitóides utilizam não apenas pistas químicas para a localização de potenciais hospedeiros, mas também sinais táteis e visuais. Sendo assim, tal padrão também pode estar relacionado à maior similaridade morfológica entre os pares de galhas das diferentes espécies de plantas. Esta hipótese seria reforçada pelo fato de observarmos uma maior similaridade entre os dois tipos de galhas de borda (que apresentam uma maior semelhança estrutural) do que entre as galhas cônica e esférica. Dessa forma, características dos indutores assim como sinais táteis e visuais relacionados à morfologia de suas galhas parecem ser mais importantes na estruturação da fauna de parasitóides do que as diferenças filogenéticas entre as plantas hospedeiras.

Referências Bibliográficas:

- ASKEW, R. R. & RUSE, J. M. 1974. The biology of some Cecidomyiidae (Diptera) galling the leaves of birch (*Betula*) with special reference to their chalcidoid (Hymenoptera) parasites. *Transactions of the Royal Entomological Society of London*. 126: 129-167.
- HAWKINS, B. A. & GOEDEN, R. D. 1984. Organization of a parasitoid community associated with a complex of galls on *Atriplex* spp. In southern California. *Ecological Entomology* 9: 271-292.
- MAIA, V. C. 2001a. New genera and species of gall midges (Diptera:Cecidomyiidae) from three restingas of Rio de Janeiro State, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 18 (1): 1-32.
- MAIA, V. C. 2001b. The gall midges (Diptera, Cecidomyiidae) from three restingas of Rio de Janeiro State, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia.*18 (2): 583-629
- MAIA, V. C.; MONTEIRO, R. F. & NARAHARA, K. L. 2002. Two new species of gall midges (Diptera, Cecidomyiidae) associated with *Protium icicariba* (Burseraceae) in Brazil. *Studia Dipterologica* 9: 171-178.
- PLANTARD, O. & HOCHBERG, M. E. 1998. Factors affecting parasitism in the oak-galler *Neuroterus quercusbaccarum* (Hymenoptera:Cynipidae). *Oikos* 81:289-298.
- ROSSI, A. M.; STILING, P. D.; STRONG, D. R. & JOHNSON, D. M. 1992. Does gall diameter affect the parasitism rate of *Asphondylia borrichiae* (Diptera:Cecidomyiidae). *Ecological Entomology,* 17:149-154.
- WARING, G. L. & PRICE, P. W. 1989. Parasitoid radiation of a gall forming group (Cecidomyiidae: *Asphondylia* spp.) on creosote bush (*Larrea tridentata*). *Oecologia* 79: 293-299.

(CNPq/UFRJ, CNPq/PELD, IBAMA, FAPERJ)

Espécies arbóreas introduzidas: efeito da estrutura do forófito na comunidade epifítica em uma área urbana da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil.

Katyucha Von Kossel[1], André Felippe Nunes-Freitas[1, 2], Thereza Christina da Rocha-Pessôa[1, 2], Cristina Valente Ariane[1], Aline dos Santos Dias[1] & Carlos Frederico Duarte Rocha[1].
1. Departamento de Ecologia/ IBRAG/ UERJ, Rua São Francisco Xavier, nº 524, Maracanã, CEP: 20550-011, Rio de Janeiro, RJ.
2. Programa de Pós-graduação em Biologia, área de concentração em Ecologia/ IBRAG/ UERJ.

1. Introdução

As florestas tropicais úmidas são caracterizadas por apresentar um elevado grau de diversidade de espécies (Whitmore, 1998) sendo considerados um dos mais complexos sistemas do planeta, especialmente as Florestas Neotropicais. Dentre os grupos de organismo que contribuem para a elevada diversidade dos trópicos estão as epífitas, que são responsáveis por cerca de 50% da flora total de espécies vasculares tropicais (Benzing, 1990). No entanto, apesar das Florestas Neotropicais serem exemplos de elevada diversidade, desde o início da colonização das Américas essas formações vêm sofrendo diferentes tipos de degradação, como por exemplo, desmatamento para a introdução de diferentes tipos de culturas, queimadas e a introdução de espécies (Tanizaki-Fonseca & Moulton, 2000). Este último tipo de degradação é o único que tem recebido pouca ou nenhuma atenção, especialmente pelo fato de muitas das espécies introduzidas em áreas naturais ou em áreas urbanas serem utilizadas como elementos paisagísticos ou para a obtenção de frutos, como no caso de diferentes espécies arbóreas. Várias espécies arbóreas foram introduzidas no Brasil pelos colonizadores, como por exemplo as jaqueiras, as mangueiras, os abacateiros, tornando-se elementos integrados à paisagem nas áreas urbanas, rurais e em áreas de Floresta Atlântica em regeneração. Raros estudos mostram a importância destas espécies para a manutenção de diferentes tipos de organismos nestas áreas (Madison, 1979; Kersten & Silva, 2002), o que dificulta inclusive os projetos de manejo destas espécies introduzidas. Este estudo visa analisar a importância de duas espécies introduzidas (*Mangifera indica* L. e *Persea americana* Mill.) para a manutenção de espécies de epífitas em uma área urbana localizada na Ilha Grande, litoral sul do Rio de Janeiro, analisando e comparando diferenças na composição, riqueza e diversidade de epífitas nestas duas espécies arbóreas.

2. Material e Métodos

O estudo foi realizado na área urbana da Vila Dois Rios, localizada na vertente oceânica da Ilha Grande, município de Angra dos Reis, no litoral sul do Estado do Rio de Janeiro. Esta área abrigava a antiga Colônia Penal Cândido Mendes, que foi construída na década de 40 e teve grande influência sobre a história da Ilha Grande. O presídio foi desativado em 1992 e posteriormente demolido, restando algumas dependências. A mata do entorno da Vila Dois Rios é composta por encostas cuja vegetação de Floresta Atlântica se encontra em diferentes estágios de recomposição. Estas encostas foram utilizadas pela comunidade local durante a permanência da colônia penal para diferentes tipos de cultivo, que após o fechamento do presídio foram abandonadas, estando em diferentes fases de regeneração de Floresta Atlântica. Na região urbana da Vila Dois Rios podem ser encontradas diferentes espécies arbóreas exóticas, que foram introduzidos para diferentes fins e permanecem na área, sendo as espécies mais abundantes a mangueira (*Mangifera indica* L., família Anarcadiaceae), a jaqueira (*Artocarpus* sp, família Moraceae) e o abacateiro (*Persea americana* Mill., família Lauraceae), dentre outras.

Para testamos a hipótese de que as espécies arbóreas exóticas podem permitir a entrada e a permanência de espécies de epífitas em áreas urbanas e que diferentes espécies podem manter diferentes comunidade epifíticas, realizamos a amostragem em indivíduos de *M. indica* e de *P. americana*. *Mangifera indica* é uma espécie de origem asiática e que foi introduzida ainda no período da colonização, assim como *P. americana*, cuja origem é a Americana Central. As duas espécies foram introduzidas em todo o litoral brasileiro, sendo características de áreas rurais ou de áreas urbanas de cidades de diferentes portes. As duas espécies apresentam características morfológicas distintas e podem ser encontradas ocupando diferentes tipos de solos. Na área estudada tanto *M. indica* quanto *P. americana* foram introduzidas na década de 50. Para estudarmos os diferentes parâmetros da comunidade de epífitas nestas das espécies arbóreas, realizamos a amostragem em 15 indivíduos (forófitos) de cada uma das duas espécies. Em cada forófito identificamos as espécies de epífitas presentes, suas respectivas abundâncias e a altura em que se encontrava em relação ao nível do solo. Realizamos a contagem das abundâncias das espécies de epífitas apenas para aquelas cujos indivíduos podiam ser identificados, mesmo que houvesse crescimento clonal, como no caso de Bromeliaceae e Orquidaceae. Para aquelas espécies que apresentavam crescimento rizomatoso, no qual não há possibilidade de identificação dos

indivíduos, foi contabilizada apenas a presença ou ausência da espécie. Calculamos a abundância de cada uma das espécies e para a comunidade de epífitas a riqueza (S) e a diversidade de espécies de cada um dos forófitos e a similaridade entre as comunidades de epífitas de *M. indica* e *P. americana*. Calculamos a similaridade entre as comunidades de cada uma das espécies de forófito através do índice de Jaccard (Cj = j/ (a + b – j)) (Magurran, 1988). Para descrevermos o padrão de distribuição espacial de cada uma das espécies e em que intervalo de altura estas se encontravam, contabilizamos o número de indivíduos presentes a cada intervalo de altura de um metro com auxílio de um podão telescópico de 10 metros, que foi previamente marcado desde a sua base até a sua extremidade. Anotamos também em que região do forófito (troco, galhos ou inserções dos ramos no tronco).

Medimos a altura dos forófitos com auxílio de um podão telescópico de 10 metros e a altura de emissão dos primeiros ramos e o perímetro a altura do peito (PAP). Para testarmos possíveis diferenças entra a altura e PAP das duas espécies de forófito utilizamos o teste T.

Para testarmos se haviam possíveis diferenças no número de espécies de epífitas e na abundância de indivíduos entre as duas espécies de forófitos utilizamos o teste T (Zar, 1999). Relacionamos o número de espécies e a abundância de epífitos através de análise de regressão simples com os parâmetros de estrutura do forófito (volume da copa e volume do tronco) (Zar, 1999). Coletamos apenas espécimes representativos das espécies cuja identificação não foi possível de ser realizada durante o levantamento de campo. O material coletado foi depositado na coleção Flora da Ilha Grande do Herbarium Bradeanum.

3. Resultados e Discussão

A composição florística resultou em um total de 34 espécies de epífitas vasculares vegetando sobre as duas espécies de forófitos, sendo 28 (82,4% do total) espécies encontradas em *Mangifera indica*, enquanto em *Persea americana* foram amostradas 23 espécies (67,6% do total). Das 34 espécies amostradas, 7 (20,6% do total de espécies) foram encontradas exclusivamente em cada um dos forófitos, o que representa um grau relativamente alto de espécies utilizando uma espécie forófito como sítio. Possivelmente, a utilização de uma análise mais rebuscada que indique uma relação mais específica entre estas epífitas e os respectivos forófitos.

A similaridade (C_j, em %) na composição de espécies de epífitas entre os dois forófitos foi de 45,7%, indicando que a comunidade de epífitas apresenta uma similaridade intermediária, o que é refletido pelo número de espécies exclusivas. No entanto, possivelmente um aumento no número de indivíduos amostrados de cada uma das espécies de forófitos aumente esta diferença, fazendo com que ambas apresentem comunidades de epífitas bastantes características.

O teste T indicou diferenças significativas nas medidas de altura ($t = 7{,}301$; $df = 24{,}5$; $p < 0{,}001$) e PAP ($t = 2{,}528$; $df = 24{,}5$; $0{,}018$) das duas espécies, indicando que as duas espécies de forófitos apresentam estruturas distintas. Houve uma relação significativa e positiva entre a altura dos forófitos e a abundância total de epífitas ($p = 0{,}035$; $F = 4{,}892$; $r^2 = 0{,}386$), assim como entre o PAP dos forófitos e a abundância de epífitas ($p < 0{,}001$; $F = 21{,}592$; $r^2 = 0{,}660$). Houve uma relação significativa entre o número de espécies presentes e as medidas de altura ($p = 0{,}001$; $F = 12{,}720$; $r^2 = 0{,}559$) e PAP ($p = 0{,}006$; $F = 8{,}904$; $r^2 = 0{,}491$) dos forófitos. Esses dados indicam que há um efeito direto do tamanho do forófito tanto sobre o número de espécies, quanto sobre as abundâncias de cada espécie de epífitas. Dessa forma, um aumento da superfície disponível para a germinação e crescimento, e o aumento no número de ramos iria permitir que houvesse um aumento do tamanho das populações das diferentes espécies de epífitas que fazem parte da comunidade epifítica, assim como em permitiria que novas espécies pudessem ocupar estes espaços, aumentando a riqueza e a diversidade da comunidade epifítica.

Houve diferenças significativas no número de espécies de epífitas por forófito ($t = 2{,}475$; $df = 27{,}9$; $p = 0{,}02$), mas não houve diferença significativa na abundância de indivíduos sobre os forófitos ($t = 1{,}206$; $df = 26{,}0$; $p = 0{,}239$). Estes dados indicam que as diferenças encontradas na estrutura do forófito (diferenças nas alturas e no PAP) afetariam diretamente o número de espécies, ou seja, a riqueza e conseqüentemente a diversidade, fazendo com que *Persea americana*, que apresenta tamanhos menores, apresentasse uma riqueza de espécies menor que *M. indica*. No entanto, este mesmo efeito não é identificado em termos de abundâncias de indivíduos, o que pode ser um indicativo que comunidades com menores riqueza poderiam permitir um aumento do tamanho das populações que a compõem.

A espécie de epífita mais abundante nas duas espécies de forófitos foi *Tillandsia stricta* Solander (Bromeliaceae), com densidade de cerca de 200 indivíduos por forófito amostrado. Esta espécie apresenta tamanhos populacionais elevados nas duas espécies de forófitos, contribuindo com a maior porcentagem da densidade total da comunidade. As demais espécies apresentaram valores intermediários de densidade, sendo que a maior parte das espécies apresenta densidades relativamente baixas.

Em termos de distribuição espacial vertical, apenas duas espécies ocupam a maior parte do estrato vertical, ocorrendo desde as partes mais baixas dos troncos até a partes mais altas da copa, como por exemplo *T. stricta* e *Microgramma vacciniifolia*. A maioria das espécies ocupa apenas uma determinada faixa do estrato vertical, possivelmente como uma resposta às variações nas condições de umidade, luminosidade e temperatura. Estes fatores atuam diretamente sobre as necessidades fisiológicas das espécies de epífitas, fazendo com que haja uma ocupação diferenciada do estrato vertical.

4. Conclusões

Este estudo indica que as diferenças encontradas na composição e riqueza de espécies da comunidade de epífitas nas espécies arbóreas *M. indica* e *P. americana* sejam um efeito direto das diferenças encontradas nas características estruturais (altura e no PAP) destas duas espécies de forófitos. Isto sugere que, diferentes espécies exóticas encontradas em uma determinada área possam ter um efeito direto sobre a diversidade da comunidade epifítica, já que cada espécie de forófito apresentaria características estruturais distintas, permitindo que diferentes epífitas ocupassem cada um dos forófitos presentes. Desta forma, as espécies arbóreas exóticas teriam um papel importante em áreas urbanas ou rurais, já realizariam a manutenção de espécies de epífitas que poderiam ter sido extintas localmente pela retirada das espécies nativas. Apesar disso, são necessários estudos mais detalhados que analisem a importância das espécies arbóreas exóticas para as comunidades epifíticas, de forma que projetos de manejo e conservação permitam que estes elementos importantes da vegetação nas áreas urbanas e rurais não sejam perdidos, reduzindo-se assim a biodiversidade destas áreas.

5. Referências Bibliográficas

Benzing, D.H. (1990). *Vascular epiphytes – General biology and related biota*. Cambridge University Pres..

Kersten, R.A. & Silva, S.M. (2002). Florística e estrutura do componente epifítico vascular em floresta ombrófila mista aluvial do rio Barigüi, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 25(3): 259-267.

Madison, M. (1979). Distribution of epiphytes in a rubber plantation in Sarawak. *Selbyana* 5(2): 207-213.

Magurran, A.E. (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. University Press, Cambridge, 179pp.

Tanizaki, K. e Moulton, T. P. (2000). A fragmentação da Mata Atlântica Estado do Rio de Janeiro e a perda de biodiversidade. *In*: *A Fauna Ameaçada de Extinção no Estado do Rio de Janeiro* (H.GBergallo, C.F.D.Rocha, M.A.S. Alves & M. Van Sluys, orgs.). Editora da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (EdUERJ).

Whitmore, T.C. (1998). Potential impact of climatic change on tropical rain forest seedlings and forest regeneration. *Climate Change* 39:429-438.

Zar, J.H. (1999). *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey.

Ecofisiologia de *Adiantum deflectens* (Mart.) e *Anemia hirsuta* (L.)Sw. em fragmento de mata semidecídua do Município de Nazaré da Mata-PE

Keyla Roberta Menezes Silva de Souza [a] , Gilberto Dias Alves , Iva Carneiro Leão Barros [b]
[a] Graduação Ciências Biológicas Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) (keyla_ufpe@hotmail.com), [b] Departamento de Botânica UFPE.

1.Introdução

As pteridófitas constituem um grupo de plantas bastante importante e com aspectos ecológicos bem diversificados. Elas apresentam uma gama de adaptações, incluindo plantas terrícolas, epífitas, hemiepífitas, rupícolas, aquáticas, escandentes, variando desde plantas minúsculas com alguns milímetros de comprimento até formas subarborescentes atingido 20m de altura. A isto deve-se acrescentar adaptações para sobrevivência a períodos secos, excessivamente frios, queimadas, inundações, ambientes salinos, ácidos e básicos (Lopes, 2003). Cada uma destas situações específicas requerem características morfológicas, anatômicas e fisiológicas adequadas (Windisch, 1992).

O trabalho de Holttum (1938) destacou importância dos fatores ambientais para o estabelecimento das pteridófitas, contudo, pouca atenção foi dada a este assunto que só passou a ser mais explorado, a partir da década de 70. As informações predominam para as espécies de regiões temperadas, conhecendo-se pouco sobre as de regiões tropicais (Ranal 1995a, b), e principalmente para a Região Nordeste do Brasil.

Estudos fenológicos também são bastante restritos, podendo ser destacados para a região tropical os trabalhos de Ortega (1984), para a Venezuela; de Dias Filha (1989) e Silva (1989), ambos para o Estado de Pernambuco.

A deficiência hídrica, em ambientes sazonalmente secos, como as florestas semideciduais, parece ser o principal fator que determina o estabelecimento, a periodicidade de crescimento e a dormência das plantas, bem como a seleção de espécies com mecanismos adaptativos a esse tipo de estresse (Kornás, 1977; Sato e Sakai, 1981; Quirk e Chambers, 1981).

O objetivo deste trabalho foi identificar as estratégias de sobrevivência desenvolvidas por duas populações de pteridófitas, ocorrentes numa mata semidecídua durante os períodos seco e chuvoso.

2.Materiais e Métodos

Este trabalho está sendo desenvolvido na Mata da Alcaparra, um fragmento de 82 ha de mata semidecídua, localizada a no Município de Nazaré da Mata-PE. Durante o período de Julho de 2002 a Junho de 2003 foram realizadas excursões mensais para monitoramento do desenvolvimento de duas populações de pteridófitas terrestres de solo, *Adiantum deflectens* Mart. (Pteridaceae) e *Anemia hirsuta* (L.) Sw. (Schizeaceae). Para o estudo das populações, foram demarcadas com estacas de madeira quatro parcelas de 0,25 m^2 . Essas populações foram analisadas registrando-se mensalmente o número de báculos formados, de frondes maduras estéreis e férteis. Para os indivíduos com frondes férteis, foi registrado o período em que houve esporângios verdes ou em formação. Também foram desenterradas plantas para análise da arquitetura de suas partes subterrâneas. Possíveis mecanismos de propagação vegetativa também foram observados. Os dados biológicos estão sendo relacionados com os dados climatológicos obtidos ao longo do ano.

3.Resultados e discussão

As populações de *A.. deflectens* e *A.hirsuta* não são encontradas nos meses mais secos do ano(outubro a março), porém, com o início das chuvas, observa-se rápido surgimento de báculos e frondes. Isso chamou a atenção, indicando que elas utilizam a reprodução vegetativa como estratégia de sobrevivência nos períodos de estiagem prolongada. Ambas se reproduzem vegetativamente por intermédio de rizomas, sendo que *A. deflectens* também o faz através da formação de uma gema localizada no ápice das frondes. Estas frondes, ao tocar o solo, dão início ao crescimento de um novo indivíduo (formação tipo estolão). Durante o período de julho 2002 a março 2003 não houve produção de folhas férteis em *A. deflectens* só ocorrendo a partir de abril 2003. *Anemia hirsuta* apresentou a formação de rizomas rastejantes subterrâneos. Esses rizomas medindo cerca de 0,5 a 0,8 mm de diâmetro, apresentam gemas ao longo do corpo, que dão origem à formação dos báculos.

No mês de julho 2002, quando do início do experimento, o número de báculos e frondes não férteis em *A. deflectens* era respectivamente, em média 3,00 e 74,25 por parcela. Já *A. hirsuta*, apresentava um número médio de 5,00 báculos e 34,00 frondes não férteis, por parcela. No mês de outubro 2002, as espécies não apresentavam mais báculos nem frondes, devido a pouca disponibilidade de hídrica no solo da mata. Entretanto, quando pedaços de rizomas foram coletados e cultivados em vasos contendo terra vegetal com um suprimento hídrico regular, houve imediata produção de báculos. No mês de Abril de 2003 após o início das primeiras chuvas as duas populações começaram a rebrotar. *A. deflectens* apresentou uma média de 6,25 báculos, 58,00 frondes não férteis, e desta vez apresentando uma produção média de 7,00 frondes férteis. *A. hirsuta* 3,5 báculos, 33,75 frondes não férteis e 3,75 férteis.

4.Conclusões

A principal forma de reprodução de *A. deflectens* e *A. hirsuta* é através da propagação vegetativa, sendo este um dos mecanismos desenvolvidos para sua rápida proliferação após os períodos de seca.

A produção de frondes férteis, estéreis e báculos ocorre apenas nos períodos de chuva.

5.Referências Bibliográficas

Dias Filha, M.C. (1989) *Aspectos fenológicos e germinação de esporos de Lygodium volubile Sw. (Schizaeaceae)*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 124p.

Holttum, R.E. (1938) The ecology of tropical pteridophytes In. Fr. Verdoom Áed.), *Manual of pteridology*, Martinus Nijhoff. The Hague. p. 42-450.

Kornas, J. (1997) Life-forms and seasonal patterns in the pteridophytes in Zambia. *Acta Soc. Bot. Poloniae*. 46: 669-690.

Lopes, M.S. (2003) Florística, *aspectos ecológicos e distribuição altitudinal das pteridófitas em remanescente de Floresta Atlântica no Estado de Pernambuco, Brasil.* Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 77p

Ortega, F. (1984) Notas sobre la autoecologia de Sphaeropteris senilis (KI.) Tryon (Cyatheacea) em Parque Nacional El Ávila-Venezuela. *Pittieria*. 12: 31-53.

Quik, H. & Chambers, T.C. (1981) Drought tolerance in Cheilanthes with special reference to the gametophyte. *Fern Gaz*, 12:121-129

Ranal, M.A. (1995a) Estabelecimento de pteridófitas em mata mesófila semedecídua do Estado de São Paulo. 1. Caracterização climática do ambiente. *An. Acad. Bras. Ci*. 67:351-368.

Ranal, M.A. (1995b) Estabelecimento de pteridófitas em mata mesófila semedecídua do Estado de São Paulo. 2. Natureza dos substratos. *An. Acad. Bras. Ci*. 55:583-594.

Sato, T.; Sakai, A. (1981) Cold tolerance of gametophytes and spotphytes of cool temperate ferns native to Hokaido. *Can. J. Bot*., 59:60-608.

SiIva, A.J.R. (1989) *Ecologia de Anemia villosa H.B. ex Willd. Na pedra de São José (Vicência-PE)*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 233p.

Windisch, P.G. (1992) *Pteridófitas da região norte-ocidental do Estado de São Paulo: guia para estudo e excursão*. 2ª. Ed. UNESP, São José do Rio Preto. 110p.

Freqüência de Herbivoria em Quatro Populações Vegetais de Borda Ocorrentes na Reserva Ecológica de Dois Irmãos, Recife, Pernambuco.

Khey Albert de Azevedo Fontes [a]; Guadalupe Edilma Licona de Macedo[a]; José Iranildo Miranda de Melo[a]; Sérgio Romero da Silva Xavier[a] & Elcida de Lima Araújo[b]

[a] Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, Recife, PE, 52171-900 (kheyalbert@yahoo.com.br)

b Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, Recife, PE, 52171-900 (elcida@ufrpe.br)

1. Introdução

Herbivoria é considerada um processo ecológico que influencia o crescimento, a sobrevivência e a reprodução dos indivíduos, e subseqüentemente a abundância das populações vegetais (Crawley, 1983; Gurevitch et al., 2000). As taxas de herbivoria podem aumentar ou decrescer quando a abundância de plantas vizinhas, ou algum outro fator correlacionado com abundância vegetal, é alterada (Hambäck e Beckerman, 2003).

Entre os fatores que afetam a abundância das populações vegetais silvestres está a fragmentação dos habitats naturais, a qual resulta em uma série de ameaças à manutenção local e regional de populações de plantas lenhosas. Este processo tem sido acelerado na Floresta Atlântica e o efeito de borda, resultante da fragmentação, tem alterado o tamanho das populações de lianas, a taxa de queda de árvores, e o processo de interação com polinizadores e dispesores de sementes. Além disso, dependendo das características das paisagens do entorno, fragmentos de até 1.000 hectares podem apenas conter habitas de borda e vir a desaparecer pela expansão contínua de espécies invasoras (Araújo & Tabarelli, 2002).

Considerando o efeito que a borda dos fragmentos exerce sobre a dinâmica das populações de plantas lenhosas, acredita-se que esta também tenha efeito sobre as taxas de herbivoria nos fragmentos vegetacionais, e que a intensidade do efeito possa diferir entre os estádios de desenvolvimento durante o ciclo de vida das plantas. Assim, este estudo teve por objetivo avaliar a existência de diferenças nas taxas de herbivoria nas folhas de plantas de quatro populações lenhosas, em estádios reprodutivo e vegetativo, crescendo em habitat de borda em uma Reserva Ecológica Florestal urbana de Mata Atlântica do estado de Pernambuco.

2. Material e métodos

Área de Estudo - O estudo foi desenvolvido na Reserva Ecológica da Mata de Dois Irmãos, localizada à noroeste da cidade do Recife (Machado et al., 1998), com uma área de 387,4 ha e com paisagem do entorno predominantemente urbana (Tabarelli, 1998). O clima é do tipo úmido megatérmico (B2 S A'A') com temperatura média anual de 25º C (Thornthwaite e Mather 1955) e média pluviométrica anual de 2.000 mm (Vasconcelos et al., 1998).

A Mata de Dois Irmãos apresenta uma vegetação florestal que segundo a classificação de Andrade-Lima (1961), pertence a Floresta Estacional Perenifolia Costeira, ou Floresta Ombrófila Densa segundo Velloso & Góes-Filho (1982), sendo genericamente conhecida por Mata Atlântica, constituindo-se um dos poucos remanescentes desta floresta para o Estado de Pernambuco (Guedes, 1998).

Coleta dos dados - As espécies selecionadas para o estudo foram *Cordia multispicata* Cham., *Miconia minutiflora* (Bonpl.) DC., *Miconia prasina* (Sw.) DC. e *Solanum stramonifolium* Jacq. por ocorrem em abundância na borda da mata da área estudada. Para amostragem das populações, inicialmente foi estabelecida uma parcela de 10x100m na borda da área estudada, perfazendo um total de 0,1 ha. No interior da mesma, para cada espécie foi feita contagem do número de indivíduos nos estádios vegetativo e reprodutivo e, feita coleta de folhas em indivíduos de cada estádio. Também foram feitas coletas de material reprodutivo para confecção de exsicatas e identificação taxonômica.

Este estudo considerou indivíduo em estádio vegetativo àquele caracterizado pela ausência de flor e/ou fruto, e em estádio reprodutivo os indivíduos portadores de flor e/ou fruto. O número de indivíduos de em cada estádio de desenvolvimento variou entre espécies e devido a isto o número de folhas coletadas foi também variável. *C. multispicata* apresentou uma densidade de 20 ind.0,1ha^{-1}, dos quais foram coletadas 120 folhas de 10 indivíduos estéreis e 80 folhas de dez indivíduos férteis. *M. minutiflora* apresentou uma população de apenas seis indivíduos, sendo quatro em estádio reprodutivo. Para esta população foi coletada uma amostra de 43 folhas de indivíduos estéreis e 128 folhas de indivíduos férteis. *M. prasina* teve uma população formada por três indivíduos estéreis e seis indivíduos férteis, dos quais foram coletadas 89 folhas de indivíduos estéreis e 144 de indivíduos férteis. E *S. stramonifolium* apresentou uma população formada por 43 indivíduos, sendo oito estéreis. Destes foram coletadas 24 folhas de plantas estéreis e 105 folhas de plantas férteis.

As folhas coletadas foram acondicionadas em sacos, devidamente identificadas quanto a espécie e o estádio de desenvolvimento da planta e transportadas para o laboratório de Ecologia vegetal da Universidade Federal Rural de Pernambuco para triagem e mensuração da freqüência de danos presentes. Durante a triagem, o material foi separado em folhas preservadas e folhas danificadas. Foram consideradas preservadas, as folhas que apresentaram o limbo sem qualquer sinal de predação e, danificadas, as que apresentaram sinal de predação; entendendo-se como predação marcas de mastigação e retirada de fragmentos foliares.

Os ramos férteis coletados foram devidamente herborizados e, as exsicatas foram incorporadas ao Herbário Professor Vasconcelos-Sobrinho (PEUFR), da Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Análise dos dados - A freqüência de herbivoria foi determinada através da fórmula: n /N *x* 100, onde: n = número de folhas danificadas e N = número total da amostra. Os dados foram tabulados e diferenças nas taxas de herbivoria entre os estádios vegetativo e reprodutivo foram avaliadas através do teste de Qui-Quadrado (X^2), utilizando-se o software Bioestat 2.0.

3. Resultados e Discussão

Herbivoria ocorreu com elevada freqüência nas folhas das plantas na borda do fragmento de mata estudado. Em *M. prasina*, *M. minutiflora* e *C. multispicata* a taxa de herbivoria foi superior a 90% e em *S. stramonifolium* a taxa foi de 75,24%. Todavia, a intensidade da influência da herbivoria no ciclo de vida das plantas depende da espécie considerada. Em *M. prasina*, *M. minutiflora* e *C. multispicata* não houve diferença na taxa de herbivoria entre os estádios de desenvolvimento ($c^2 = 0,15$; $p = 0,70$), ou seja, herbivoria influencia plantas destas espécies durante todo o ciclo de vida. Todavia o contrário foi registrado para população de *S. stramonifolium*, pois a taxa de herbivoria em indivíduos jovens foi de 0%, o que mostra existir diferenças altamente significativa ($c^2 = 87,12$; $p = <0,01$), na ocorrência da herbivoria no ciclo de vida desta espécie.

O fato de *S. stramonifolium* não sofrer danos de herbivoria em estádio não reprodutivo sugere que esta espécie apresenta mecanismos mais eficientes na defesa contra herbivoria em relação às outras populações estudadas. Talvez se trate de um mecanismo de defesa mecânica, pois, de acordo com Agra (1991), indivíduos jovens de *S. stramonifolium* apresentam folhas mais amplas e com acúleos maiores, enquanto que nos adultos as folhas e acúleos são menores. Assim, indicamos que o tamanho da folha e dos acúleos desenvolva um papel de defesa, refutando a ação dos herbívoros, o que possivelmente favorece ao estabelecimento da planta na borda do fragmento e justifique o fato da mesma exibir maior densidade populacional (43 indivíduos) quando comparada com as populações de *M. prasina*, *M. minutiflora* e *C. multispicata* que apresentaram apenas 20,6 e 9 indivíduos, respectivamente.

Segundo Barbosa et al. (2001) plantas pioneiras investem em crescimento rápido e normalmente são pobres em defesa química. Talvez isto justifique o fato da elevada freqüência de herbivoria em

M. prasina, M. minutiflora e *C. multispicata,* todavia estudos complementares precisam ser desenvolvidos para confirmar a classificação das mesmas como pioneiras e verificar se existem baixos níveis de compostos impalatáveis nos tecidos foliares.

4. Conclusões - Herbivoria é um processo importante e que precisa ser considerado na dinâmica de fragmentos florestais, sobretudo naqueles que apresentem elevados habitats de borda. A intensidade da influência da herbivoria depende da espécie considerada e pode variar entre os estádios de desenvolvimento da planta.

5. Referências bibliográficas

Agra, M. de F. (1991). *Estudo taxonômico do gênero Solanum L. (Solanaceae) no Município de João Pessoa, Paraíba – Brasil.* Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

Andrade-Lima, D. (1961). Tipos de florestas de Pernambuco. *Anais da Associação Brasileira de Geógrafos* 12(1): 69-75.

Araújo, E. L.; Tabarelli, M. (2002). Estudos de ecologia de populações de plantas do nordeste do Brasil. In: Araújo, E.L.; Moura, A.N.; Sampaio, E.V.S.B.; Gestinari, L.M.S.; Carneiro, J.M.T. (edts.) *Biodiversidade, Conservação e Uso sustentável da Flora do Brasil*. 135-141p., Sociedade Botânica do Brasil, Recife, PE.

Barbosa, V.S.; Ramos, C.C.; Leal, I.; Almeida-Cortez, J. (2001). Padrões de herbivoria em um fragmento urbano de mata atlântica do estado de Pernambuco. P. 155. *Resumos do 53º Congresso Nacional de Botânica/24ª Reunião Nordestina de Botânica*, Sociedade Brasileira de Botânica, João Pessoa.

Crawley, M. J. (1983). *Herbivory: the dynamics of animal-plants interactions.* Blackwell.

Guedes, M. L. S. (1998). A vegetação fanerogâmica da reserva ecológica de Dois Irmãos. Pp. 157-172. In: Machado, I.C.; Lopes, A.V. & Pôrto, K.C. (Eds.) *Reserva Ecológica de Dois Irmãos: Estudos em um Remanescente de Mata Atlântica em Área Urbana (Recife – Pernambuco – Brasil).* Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente e Editora Universitária da Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Gurevitch, J.; Morrison, J. A.; Hedges, L. V. (2000). The interaction between competition and predation: a meta-analysis of field experiments. *American Naturalist* 155: 435-453.

Hambäck, P.A.; Beckerman, A.P. (2003). Herbivory and plant resource competition: a review of two interacting interactions. *Oikos* 101: 26-37.

Hartley, S.E.; Jones, T.H. (2003). Plant diversity and insect herbivores: effects of environmental change in constrasting model systems. *Oikos* 101: 6-17.

Machado, I.C.; Lopes, A.V.; Pôrto, K.C. (1998). *Reserva Ecológica de Dois Irmãos: Estudos em um Remanescente de Mata Atlântica em Área Urbana (Recife – Pernambuco – Brasil).* Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente e Editora Universitária da Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Tabarelli, M. (1998). Dois Irmãos: O desafio da conservação biológica em um fragmento de Floresta Tropical. Pp. 311-323. In: Machado, I.C.; Lopes, A.V. & Pôrto, K.C. (Eds.) *Reserva Ecológica de Dois Irmãos: Estudos em um Remanescente de Mata Atlântica em Área Urbana (Recife – Pernambuco – Brasil).* Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente e Editora Universitária da Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Thornthwaite, C.W.; Mather, J.R. (1955). The water balance. *Climatology* 8 (1): 1-104.

Vasconcelos, A. C. C.; Eskinazi-Leça, E.; Passavante, J. Z. O.; Chamixaes-López, C. B. C. B. (1998). Algas perifíticas (Epífitas) dos açudes do Vale do Prata (Reserva Ecológica de Dois Irmãos). Pp. 65-83. In: Machado, I.C.; Lopes, A.V. & Pôrto, K.C. (Eds.) *Reserva Ecológica de Dois Irmãos: Estudos em um Remanescente de Mata Atlântica em Área Urbana (Recife – Pernambuco – Brasil).* Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente e Editora Universitária da Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Velloso, H.P.; Góes-Filho, L. (1982). *Fitogeografia brasileira, classificação fisionômica-ecológica da vegetação neotropical*. Projeto RADAMBRASIL, Boletim técnico, ser. Vegetação, p. 1-80.

Fisionomia e estrutura da vegetação de sub-bosque em diferentes ambientes de um fragmento de Floresta Atlântica em Pernambuco

Kleybiana Dantas da Rocha,[a], Ana Carolina Borges Lins e Silva[b]; Maria Jesus Nogueira Rodal[b]

[a] Graduação, Bacharelado em Ciências Biológicas UFRPE, Bolsista PIBIq/CNPq; kleybianadantas@hotmail.com [b]Professora, Departamento de Biologia/ UFRPE.

1. Introdução

Originalmente, a Mata Atlântica estava distribuída em uma área superior a 1,3 milhão de quilômetros quadrados, que ocupava cerca de 15% do território nacional. Hoje, encontra-se reduzida a menos de 8% deste total, cerca de 100 mil Km^2 (Fundação SOS Mata Atlântica, 2003). O desmatamento desenfreado de trechos de floresta contínua ocasiona a fragmentação, que isola pedaços de floresta de diferentes tamanhos, em meio a áreas perturbadas. A partir do isolamento, formam-se ilhas de vegetação cuja periferia fica mais exposta à insolação e a modificação do regime dos ventos. Essas mudanças provocadas pelos limites artificiais da floresta são chamadas efeito de borda e tem enorme impacto sobre os organismos que vivem nesses ambientes fragmentados (Murcia, 1995; Delamônica, 2001).

Os remanescentes florestais de Mata Atlântica podem apresentar diferentes padrões de estrutura da comunidade vegetal, dependendo das condições microclimáticas, topográficas e edáficas. O Brasil é o país que exibe o maior e mais diferenciado mostruário de diques marginais no cinturão das terras situadas entre os trópicos do planeta. Esses diques, em conjunto com um baixo relevo, dão origem às matas ciliares, que ocupam áreas mais dinâmicas da paisagem, tanto em termos hidrológicos, como ecológicos e geomorfológicos, sendo chamadas de Zonas Ripárias (Moring *et al*,. 1985).

Nos estudos de fragmentos de Floresta Atlântica, são escassas as informações sobre o sub-bosque. Isso acontece porque sempre é enfocado o estrato arbóreo, considerado com maior riqueza de espécies (Souza, 2000). Segundo Wilson (1989), são consideradas espécies de sub-bosque aquelas que ocupam o estrato dos arbustos e das pequenas árvores no interior da floresta. Tabarelli *et al* (1993) consideram o componente de sub-bosque o conjunto de indivíduos pertencentes às espécies arbóreas, arbustivas, herbáceas e indivíduos jovens das espécies arbóreas do dossel que completam todo seu ciclo de vida no interior da floresta. O fragmento em estudo é caracterizado por apresentar uma borda limítrofe a um canavial e, no seu interior, um riacho e várias nascentes, constituindo biótopos distintos que possibilitam o desenvolvimento de comunidades de sub-bosque com diferentes atributos fisionômicos e estruturais.

2. Área de Estudo

A Mata da Usina São José é uma Reserva Ecológica com 298,78 ha, localizada no município de Igarassu, Pernambuco, estando sob a Proteção Legal da Lei Estadual 9.989/87 (FIDEM, 1987). É Reserva de Biosfera do MAB/UNESCO, desde 1992 (UNESCO, 2001). Segundo monitoramento da FIDEM (1993), encontra-se em bom estado de conservação, com evolução da capoeira em porte e densidade, observando-se, porém, na sua proporção sudoeste, desmatamento e degradação em pequenas áreas isoladas, quando a capoeira foi substituída por vegetação arbustiva, apresentando 52% de sua área total bem preservada, 5.06% degradada e 42.30% regenerada, que corresponde respectivamente à 154,76; 14,94 e 124,39 ha. O grau de cobertura vegetal da área é alto, havendo a possibilidade de implantação de corredores com áreas naturais contíguas. A forma predominante de uso da terra no entorno é agricultura intensiva (cultura canavieira), porém, sem interferência na manutenção dos processos ecológicos do local, estando a mata em bom estado de preservação (SECTMA, 2001). O clima da área é tropical quente e úmido (As' de Köppen) com concentração nas chuvas entre abril e agosto.

3. Metodologia

Para caracterização da comunidade de sub-bosque, foram ins-

taladas 30 parcelas de 5m x 5m, estabelecidas nos vértices de parcelas de 10m x 10m já implantadas, sendo 20 parcelas no trecho ripário, 10 distantes e 10 adjacentes ao riacho e 10 na borda com o canavial. Foram amostradas arvoretas (indivíduos lenhosos com fuste definido) com o diâmetro ao nível do solo (DNS) entre 0.95cm e 4.99cm. Cada indivíduo teve o seu DNS e altura medidos. Os três conjuntos de 10 parcelas foram caracterizados e comparados quanto a sua estrutura e fisionomia. Para tanto, todos os indivíduos registrados foram marcados, com numeração crescente, ramos férteis e não férteis foram coletados, secos em estufa, identificados seguindo a classificação de Cronquist (1981) com exsicatas depositadas no herbário PEUFR da UFRPE.

As informações coletadas foram organizadas em um banco de dados no MS Excel e, para cada parcela, foram calculados os parâmetros fitossociológicos de densidade, freqüência e dominância (área basal) por espécie, família e parcela, além dos valores mínimos e máximos para diâmetro e altura e índice de diversidade de Shannon, usando o pacote FITOPAC (Shepherd, 1995)

4. Resultados e discussão

A área total de cada conjunto de 10 parcelas foi de 0.025 ha, onde foram amostrados nas parcelas adjacentes e distantes do riacho e na borda 291, 202 e 208 indivíduos, correspondendo a uma densidade total de 11.640, 8.080 e 8.320 ind./ha, e área basal de 4,46, 3,94 e 3,76 m^2/ha, respectivamente. Os maiores valores registrados para altura média e diâmetro médio foram 2,25m e 2,27cm nas parcelas adjacentes ao riacho. Quanto a distribuição por classe de diâmetro e altura, a maior parte dos indivíduos para os três conjuntos teve maior distribuição na classe de 0,95 -1,55 cm de diâmetro e 1,6 - 2,6m de altura. As parcelas próximas ao riacho apresentaram densidade e área basal superior, o que já era previsto pois, segundo Espírito-Santo *et al* (2002), o sub-bosque tende a ser mais denso nos sítios com maior disponibilidade hídrica.

O maior índice de diversidade de Shannon (H') foi 3,49 na borda, situando-se dentro de valores previstos para sub-bosque, como mencionado por Salis *et.al* (1996), que registrou um índice de Shannon (H') de 3,038 na Reserva de Santa Genebra, em São Paulo. Nas parcelas distantes e adjacentes o índice de diversidade de Shannon foi menor que na borda sendo de 2,02 e 2,27 respectivamente.

Na borda foram encontradas 57 espécies pertencentes a 34 famílias; adjacente ao riacho foram registradas 38 espécies pertencentes a 25 famílias e 27 espécies em 17 famílias distantes do riacho. Nas parcelas adjacentes e distantes ao riacho, as famílias com maior número de indivíduos foram Clusiaceae e Annonaceae, enquanto nas parcelas da borda, Sapotaceae e Lecythidaceae. As famílias com o maior número de espécies foram Sapotaceae (6), Myrtaceae (5) e Mimosaceae (5) na borda, Sapotaceae (4), Burseraceae (4) e Clusiaceae(4) nas parcelas adjacentes ao riacho e Sapotaceae (3), Clusiaceae (3) e Myrtaceae (3) nas parcelas distantes do riacho.

A família Sapotaceae se destacou por apresentar nas três áreas o maior número de espécies. As espécies com maiores valores de importância nas parcelas da borda foram *Eschweilera ovata* (Cambess.) Miers (Lecythidaceae) e *Pogonophora schomburgkiana* Miers (Euphorbiaceae), enquanto nas parcelas no trecho ripário, a espécie mais importante foi *Anaxagorea dolichocarpa*, Sprague & Sandwith (Annonaceae) seguida por *Tovomita brevistaminea* (Clusiaceae) Engl. e *Mabea ocidentalis* var. *concolor* (Muell.-Arg) Muell.-Arg, (Euphorbiaceae) que não tiveram ocorrência na borda. Outras como *Thyrsodium schomburgkianum* Benth.(Anacardiaceae) e *Himathanthus phagedaenicus* (Mart) Woodson (Apocynacea), *Pogonophora schomburgkiana* Miers (Euphorbiaceae) só ocorreram na borda. Nas parcelas distantes do riacho não foi encontrado nenhum indivíduo morto ainda de pé, nas adjacentes, foi registrado apenas um e na borda foram encontrados seis indivíduos mortos ainda de pé. As espécies de sub-bosque encontradas no trecho ripário são as mesmas encontradas no estudo feito por Freire (2002) para o componente arbóreo nessa área.

5. Conclusões

Pode-se concluir que a vegetação de sub-bosque é mais densa em áreas de melhores condições hídricas, embora a diversidade tenha sido menor, o que pode se dar ao fato de só algumas espécies serem adaptadas a essas áreas inundadas. Algumas espécies são sensíveis às variações ambientais como as que tiveram ocorrência em apenas um dos ambientes. O número maior de indivíduos mortos encontrados na borda pode ser devido à maior insolação, incidência de ventos, definindo um microclima particular. Os indivíduos de sub-bosque encontrados na área ripária correspondem à indivíduos jovens do dossel.

6. Referências Bibliográficas

Cronquist, A. *An integrated system os classisication of flowering plants*. New York: Columbia University Press. 1981.

Delamônica, P. *et. al*. A fragmentação da paisagem. In: OLIVEIRA, A. A. de, DALY, D. C. *As florestas do Rio Negro*. São Paulo: Schwarcz, 2001. p.285-289.

Espírito-Santo, F. D. B. *et. al*. Variáveis Ambientais e a Distribuição de Espécies Arbóreas em um Remanescente de Floresta Estacional Semidecídua Montana no Campus da Universidade Federal de Lavras, MG. *Acta botânica brasileira* v.16 (3) p 331-356, 2002.

Fidem. 1987. *Reservas Ecológicas*. Recife. 108p.

Fidem. 1993. *Monitoramento das Reservas Ecológicas da Região Metropolitana do Grande Recife*. Recife.55p.

Fundação sos Mata Atlântica Disponível na Internet http:// www.sosmataatlantica.org.br. Capturado em 05 Jan.2003. Online.

Freire, S. G.; Rocha, K. D. ; Lins e Silva, A. C. B. *Estrutura da comunidade arbórea ripária em um remanescente de Mata Atlântica em Igarassu – Pernambuco*. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UFRPE, 12, 2002, Recife. Anais... Recife: UFRPE, 2002. p.495.

Moring, J. R.; Garman, G. C.; Mullen, D. M. The Value of Riparian Zones for Protecting Aquatic Systems: General Concerns and Recent Studies in Maine. In: USDA Forest Service. *Riparian Ecosystem and their Management*: Gen. Tech. Report RM. v. 120, p. 315-319, 1985.

Murcia, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends in *Ecology and Evolution*. v. 10, n. 2, p.58-62, 1993.

Salis, S. M.; Zickel, C. S.; Tamashiro, J. Y. Fitossociologia da Mata da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas - São Paulo. *Naturalia*, v. 21, p. 171-180. 1996.

Sectma. *Diagnóstico das Reservas Ecológicas da Região metropolitana do Recife*. Recife, SECTMA, 2001. 79p.

Shepherd, G. J. *FITOPAC I*: Manual do Usuário. Campinas: Universidade Estadual de Campinas/ Departamento de Botânica, 1995.

Souza, A. C. de. *Levantamento Florístico do sub-bosque de um fragmento de Floresta Atlântica, Recife- PE*. Recife, 2000. 119p. Dissertação (Mestrado em Botânica) – UFRPE.

Tabarelli, M.; Villani, J. P.; Mantovani, W. Aspectos da sucessão secundárias em floresta atlântica no Parque Estadual da Serra do Mar, SP. *Revista do Instituto Florestal*, v. 5, n. 1, p. 99-112, 1993.

Unesco/ MAB. 2001. *Biosphere Reserve Directory*. Brazil - Mata Atlântica. In: http:/]/www.unesco.org/mab/br/brdir/latin-am/bra1.htm. Capturado em 19/01/2002.

Wilson, J. B., Anull model of guild proportionality, applied to estratification of a New Zealand temperate rain forest. *Oecologia*,.v. 80, p.263-267. 1989.

Seedling dynamics and mycorrhizal colonization in roots of some native tree species seedlings in Atlantic Rainforest Remnants in Sergipe, NE Brazil

Landim,M.F.[a] *& Heyser,W.*[b].

[a] *Universidade Federal de Sergipe, Depto de Biologia (mlandim@ufs.br)*

[b] *Universidade de Bremen, Alemanha.*

1.Introduction

Despite the complexity involved in mycorrhizal symbiosis in natural ecosystems, it is clear that this symbiosis has a major, yet

sometimes undervalued, role in influencing significantly the structure and functioning of these ecosystems. The extent and nature of mycorrhizal colonization might affect survival and growth of tropical tree seedlings, having important implications for the regeneration of tropical rain forest, particularly after disturbance (Alexander, Ahmad & See 1992). A better understanding of the interactions among mycorrhizal fungus species, host species and environment is still needed (Perry, Molina & Amaranthus 1987), and studies focusing the role of AM symbiosis on seedling establishment, particularly, are of great importance (Zobel & Moora 1997). In spite of the low knowledge gathered in natural ecosystems, and the difficulty in proving the beneficial effects of AM under these conditions (Fitter 1991, but see Carey, Fitter & Watkinson 1992, Newsham, Fitter & Watkinson 1994, 1995), the mycorrhizal symbiosis should not be left out of mind when considering reforestation with native species. Influencing tree seedlings survival and growth, mycorrhizas are important factors affecting tropical rainforest regeneration after disturbance (Alexander, Ahmad & See 1992). Indeed, a key step in determining reforestation success is assuring that enough water and nutrients are available to tree seedlings (Perry, Molina & Amaranthus 1987). If suitably managed, and using the most suitable fungal partners, it may enhance seedling nutrient uptake, as well as provide other non-nutritional effects, as increasing the resistance to pathogens (Carey, Fitter & Watkinson 1992, Newsham, Fitter & Watkinson 1994, 1995, Yao, Tweddell & Désilets 2002).

Studies aiming forest restoration should pay special attention to forest remnants left in fragmented landscapes as a source genetic material. Managing and optimizing seed dispersal from these remnants to abandoned plantations or pastures sites may be a economically viable alternative to reforestation and ensuring the establishment of forests with gene pools adapted to the prevailing local conditions.

This work aims to identify spatial and temporal differences in the seedling establishment in the two studied forest sites, as well as the role of mycorrhizas in the seedling phase. Thus mycorrhizal colonization in forest tree seedlings was compared between sites, plots and season, and the differences found were discussed in view of the implications for supporting an ecologically based reforestation of these remnants.

2. Methods

The present study was carried out in two fragments of the Atlantic rain forest of Sergipe, North Eastern Brazil: 1) the *Mata do Crasto* (11°22'47" S, 37°24'51" W), in the vicinity of the village of Crasto, in the Santa Luzia do Itanhy county, possibly the greater rainforest fragment in Sergipe (approximately 1000 ha), and 2) the *Fazenda Caju* (11°07'3" S, 37°11'02" W), an experimental research station of the "Centro de Pesquisa Agropecuária dos Tabuleiros Costeiros" (Center of Agricultural Research of the Coastal Tablelands - CPATC), in ltaporanga D'Ajuda, with a small fragment of *Restinga* forest. Sampling was done within transects, one in each site, ranging from the cocoa plantations adjacent to the forest ("plantation" plots) towards the forest ("fringe forest" and "forest" plots). Each plot measured 20 x 10 m, being located 50 m apart from each other along the transect.

Sampling was done in $1m^2$ quadrats randomly distributed in each plot (in February) and in five $1m^2$ quadrats per plot (in November). Seedlings were sorted out in morpho-species, having then their shoot and root length measured. Shoot biomass were assessed after oven dried (60°C for at least 48h) and expressed in dry weight m^{-2}. Roots were at first analyzed regarding the presence of nodules or ectomycorrhizal tips.

All root samples where first carefully washed from the soil, and then cleared and stained with Trypan blue (Koske & Gemma 1989). Bleaching with alkaline hydrogen peroxide was necessary in some of the samples. The assessment of arbuscular mycorrhizal colonization of roots was done by examining them under dissecting microscope at 500x and categorizing estimates in five classes of percentage of colonization: class 1, 0-5%, class 2, 6-25%, class 3, 26-50%, class 4, 51-75% and class 5, 76-100%.

Statistical analysis were performed using the software SPSS (SPSS Inc., 1989-2001). Non-parametrical variance analysis (Kruskall-Wallis) was used to test differences in seedling numbers, richness and biomass between sites, plots and season. Spearman correlation analysis was performed between seedling data and plot vegetation structure and seedling data and root colonization. Litter biomass data was tested against seedling data using Spearman correlation. Variance analysis was also used to test differences between in root colonization between sites, plots and season.

3. Results and Discussion

Seedlings of forest species in the plantation quadrats of both sites were not found in the beginning of the rainy season and almost none were found in the beginning of the dry season, reflecting the diminished establishment success of these seedlings in the highly modified conditions of the plantation. In general, fringe plots presented smaller seedling abundance, biomass and species richness than forest plots. All these parameters were generally higher in the sampling done in November.

Both sites were not significantly different in seedling richness, abundance and biomass distributions, nor the two sampling times differed significantly. But the three plots differed regarding seedling richness, abundance and or biomass ($H = 30.907, 27.693$, and 23.201, $p < 0.001$). Mann-Whitney pairwise tests detected significant differences between plantation and fringe plots in seedling richness, abundance and biomass patterns ($U = 3.500$, 15.500 and 21.000, respectively; $p < 0.01$). Differences were also detected between fringe and forest plots in seedling richness, abundance and biomass distributions ($U = 0.50$, 3.500 and 5.00 respectively; $p < 0.01$). Seedling richness, abundance and biomass were also significantly different between plantation and forest plots ($U = 0$, 0 and $3,00$, respectively; $p < 0,01$). Differences in seedling dynamics between fringe and forest plots seems to indicate distinct recruitment patterns in both areas, probably subjected to microclimatic features. Forest plots presented not only greater seedling abundance and biomass than plantation and fringe plots, but also greater species richness.

The seedling abundance was significantly correlated to the plot basal area ($p < 0.01$), tree abundance ($p < 0,05$), and tree species number ($p < 0.05$). The seedling species number was positively correlated to the plot basal area ($p < 0.01$) and tree abundance ($p < 0.05$). Seedling biomass showed significant positive correlation only with the plot basal area ($p < 0.05$). However, no significant correlation was found between seedling abundance, richness or biomass and litter biomass. It seems that forest structure, or more exactly, plant cover, is an important factor determining the success of seedling establishment. Whether this also reflects in a more effective seedling recruitment in this areas is subject to further study, as subsequent seedling survival rates were not assessed.

As expected, due to the markedly dry season prevailing in the studied region, seasonal differences were also found in these all these parameters. In the November sampling figures were usually higher, probably reflecting the most favourable conditions for the germination and initial establishment during the rainy season, particularly extended this year.

Interestingly, seedling abundance, richness and biomass showed no significant correlation with litter biomass. Much has been published recently on the effects of the litter layer on seed germination and seedling establishment. Generalizations are difficult to be made, as many different factors seem to be acting simultaneously (Everham III *et al*. 1996).

Regarding the seedlings mycorrhizal colonization, results presented refer to the collects made in February, as samples from November, due to the greater sample number, could not be processed yet. Both sites did not differed significantly in the distribution of seedlings in root colonization classes. Root colonization was not significantly correlated with root length, shoot length nor with shoot biomass, considering data from both sites

together or separately. Root colonization did not differed significantly between the three plots in both sites.

In the February sampling, legume seedlings were found to be nodulated in the plantation plots of both sites and in the forest plot of the Crasto site one *Inga* sp seedling also presented root nodules (data not shown). All of them presented lower mycorrhizal colonization, ranging from 1 (0-5) and 2 (6-25 %) colonization classes. In November, the same pattern was found in the Caju site (although root colonization, as explained above, could not be assessed), but in the Crasto, no legume seedlings were found. In the Caju site, the high number of Myrtaceae seedlings is remarkable.

Although no clear pattern emerges from the results, it is interesting to note the relatively high number of samples with low colonization grade, especially in the forest plot from the Crasto site. Fringe and forest plots from both sites showed differed patterns of distribution. Plantation plots of both sites also present a significant number of samples with highly colonized roots.

4. Conclusions

These results are a first attempt to understand some aspects of seedling recruitment in the two studied forest remnants. Results points out, however, to important features of the seedling ecology in both forests that should be considered in future efforts of forest restoration. Forest plots had significantly more seedling recruitment than plantation and fringe plots. Some considerable seasonal and spatial variation was also present. Recruitment was significantly positively correlated with basal area.

Root mycorrhizal colonization intensity was highly variable between both plots and sites studied, although no clear pattern could be detected relating differences between forest and non-forest plots. The use of molecular methods in future studies will allow to answer questions on the composition of the fungal community colonizing seedling roots in the studied forest fragments, questions that are only incompletely answered by the classical soil spore extraction (Husband, Herre & Young 2002).

5. References

Alexander, I.J., Ahmad, N., & See, L.S. (1992). The role of mycorrhizas in the regeneration of some Malaysian forest trees. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 335(1275), 379-388.

Carey, P.D., Fitter, A.H., & Watkinson, A.R. (1992). A field study using the fungicide benomyl to investigate the effect of mycorrhizal fungi on plant fitness. *Oecologia* 90, 550-555.

Everham, E.M. III, Myster, R.W., & VanDeGenachte, E. (1996). Effects of light, moisture, temperature, and litter on the regeneration of five tree species in the tropical montane wet forest of Puerto Rico. *American Journal of Botany* 83[8], 1063-1068.

Fitter, A.H. (1991). Costs and benefits of mycorrhizas: implications for functioning under natural conditions. *Experientia*, 47, 350-355.

Husband, R., Herre, E.A., & Young, J.P.W. (2002). Temporal variation in the arbuscular mycorrhizal communities colonising seedlings in a tropical forest. *FEMS Microbiology Ecology* 42, 131-136.

Koske, R. & Gemma, J.N. (1989). *Glomus nanolumen* (Endogonaceae), a new species from Hawaii. *Mycologia*, 81, 935-938.

Newsham, K.K., Fitter, A., & Watkinson, A.R. (1994). Root pathogenic and arbuscular mycorrhizal fungi determine fecundity of asymptomatic plants in the field. *Journal of Ecology* 82, 805-814.

Newsham, K.K., Fitter, A.H., & Watkinson, A.R. (1995). Arbuscular mycorrhiza protect an annual grass from root pathogenic fungi in the field. *Journal of Ecology*, 83(6), 991-1000.

Perry, D.A., Molina, R., & Amaranthus, M.P. (1987). Mycorrhizae, mycorrhizospheres and refosteration: current knowledge and research needs. *Canadian Journal of Forest Research*, 17, 929-940.

Yao, M.K., Tweddell, R.J., & Désilets, H. (2002). Effect of two vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi on the growth of micropropagated potato plantlets and on the extent of disease caused by *Rhizoctonia solani*. *Mycorrhiza* 12, 235-242.

Zobel, M., Moora, M., & Haukioja, E. (1997). Plant coexistence in the interactive environment: arbuscular mycorrhiza should not be out of mind. *Oikos*, 78(1), 202-208.

(Projeto financiado pelo CNPq)

Esferas de Governo e Preservação da Mata Atlântica no Parque Nacional da Serra da Bocaina

Laura Jane Gomes [a], Rozely Ferreira dos Santos [b] & Maristela Simões do Carmo [c]

[a] Universidade Federal de Sergipe (laurabuturi@hotmail.com) [b] UNICAMP [c] UNESP - Botucatu

1.Introdução

Nos últimos anos pesquisas mostram que apenas as proteções legais têm sido insuficientes para garantir a integridade de qualquer ecossistema natural no Brasil. Um exemplo de degradação foi o que ocorreu entre 1990 e 1995 no Rio de Janeiro, onde registros mostram um desmatamento de 13,13% dos remanescentes de Mata Atlântica (BRASIL, 2002).

A exemplo de outros biomas brasileiros, a Mata Atlântica tem sofrido conseqüências de ações nas esferas políticas, econômicas e sociais geradas desde o descobrimento do país. Foram vários ciclos econômicos calcados na exploração predatória dos recursos naturais. A falta de políticas que levem em conta ações que conciliem a conservação da biodiversidade e o desenvolvimento local deixa os mecanismos de gestão fragilizados ou impraticáveis até mesmo nas áreas estabelecidas como unidades de conservação.

Como exemplo pode ser citado o Parque Nacional da Serra da Bocaina (PNSB). Abrangendo cinco municípios de dois estados, São Paulo e Rio de Janeiro, com uma área total de cerca de 105 mil ha (hectares) e 420 km de entorno, se consolidado, poderá proteger sozinho mais território do que os três outros parques nacionais fluminenses somados, com a vantagem de compor importantes trechos do território paulista (DRUMMOND, 1997). Nesse Parque Nacional tem sido inevitável a perda da biodiversidade. Entende-se que os impactos e conflitos existentes são de difícil detecção e análise, pois envolvem inúmeros fatores, onde se destaca a grande extensão territorial.

Esta pesquisa procurou buscar o entendimento de como parte da Zona de Amortecimento influencia na conservação do PNSB. Foram pesquisadas as comunidades Taquari, Barra Grande e São Roque, localizadas no município de Parati, que se formaram a partir de antigas fazendas que sofreram processo de desapropriação pelo INCRA para fins de reforma agrária na década de 80.

Partindo da hipótese que as políticas de desenvolvimento e de conservação, em princípio, sejam opostas em seus propósitos, procurou-se estabelecer relações quanto à forma e mecanismos com que tais políticas influenciaram no sistema de uso da terra dos assentamentos, bem como no cumprimento dos propósitos para os quais o PNSB foi criado. Procurou-se o entendimento de como a implementação de duas linhas de políticas, desenvolvimento rural e preservação ambiental, interagem em locais espacialmente vizinhos e como as esferas públicas de governo têm tratado as questões que permeiam a preservação dessa importante unidade de conservação.

2. Métodos

O Parque Nacional da Serra da Bocaina localiza-se na região sudeste do país, entre o Vale do Paraíba do Sul, o extremo norte do Litoral Paulista e a região da Baía da Ilha Grande, no litoral sul fluminense. Compreende os municípios paulistas de São José do Barreiro, Bananal, Cunha, Ubatuba e os municípios fluminenses de Angra dos Reis e Parati (BRASIL, 2002). Parati possui uma área de 917 km^2 e, segundo o Censo 2000 do IBGE, abriga 29.544 habitantes. O turismo passou a ser a principal atividade econômica após a abertura da rodovia Rio-Santos, no início da década de 70.

As comunidades de assentamento localizam-se na Zona de Amortecimento do Parque Nacional da Serra da Bocaina, entre as coordenadas 44^{0}38' – 44^{0}47' W e 23^0 00' – 23^0 09' S e levam o nome dos três rios principais: Barra Grande (595,36 ha), São Ro-

que (735,65 ha) e Taquari (958,74 ha).

A pesquisa iniciou com uma etapa exploratória onde foram feitos os primeiros contatos com membros das associações de bairros das comunidades e com os representantes das instituições envolvidas ou aparentemente envolvidas, governamentais e não governamentais. Os dados secundários foram obtidos junto à prefeitura e secretarias municipais de Parati, EMATER, SEBRAE, INCRA, jornais locais, Planos de Manejo, entre outros.

O tipo de roteiro de entrevistas utilizado foi "*focused interview*" (ALENCAR, 1996) que possui como característica um foco preestabelecido que, por conseguinte, determina os tópicos e sub tópicos do roteiro. A amostra foi não-probabilística, da categoria por julgamento, onde os entrevistados foram escolhidos segundo a participação no processo e/ou por apresentarem alguma importância para o estudo em questão, ou ainda que estivessem predispostos a fornecer informações. A pesquisa foi realizada em três visitas à Parati, entre 2001 e 2002, totalizando a aplicação de 25 entrevistas e a participação em reuniões na comunidade Taquari e outra na cidade de Parati.

Para construção de cenários históricos foram utilizadas fotografias aéreas de 1968, 1987 e 1999 que serviram como um referencial para a análise dos principais usos da terra ocorrida num espaço de trinta e um anos. As fotografias utilizadas foram do tipo pancromática vertical, sem par estereoscópico, originando, desta forma, mapas croquis referentes às respectivas décadas.

3. Discussão e Resultados

O Parque Nacional da Serra da Bocaina foi criado via Decreto em 1971 e os assentamentos na década de 80. Durante a implantação dos assentamentos ocorreram vários conflitos dentre eles, com os proprietários das terras, que não aceitavam os termos de desapropriação e solicitaram reintegração de posse junto à justiça; e com os técnicos do então IBDF, que temiam que o assentamento estivesse ocorrendo dentro da área do PNSB.

Durante vários momentos desta pesquisa, houve dúvidas se os assentamentos sobrepunham a área do PNSB. Quando se observam os mapas das comunidades, tanto os fornecidos pelo INCRA quanto os encontrados num processo administrativo no IBAMA, tem-se uma visão de que os assentamentos estavam sobrepondo o Parque em algumas partes. No entanto esta dúvida foi esclarecida nesta pesquisa por meio de trabalho de campo e pesquisas documentais. Verifica-se que ocorreu um erro técnico de traçado, mas solucionado a tempo pelos técnicos do INCRA que delimitaram os lotes nos limites das cotas altimétricas que estabelecem o Parque.

A morosidade da justiça em entregar as terras definitivamente ao INCRA (12 anos para Taquari e Barra Grande e 2 anos em São Roque) desencadeou total descontrole de uso da terra em Taquari e Barra Grande. Atualmente estas duas comunidades encontram-se com uma maior área urbanizada e não possuem, segundo o INCRA, características inerentes a um assentamento rural. O mesmo não ocorre na comunidade São Roque que, apesar de inúmeras dificuldades pelas quais passaram e passam seus moradores, persiste com características de área rural, conseguindo manter cerca de 80% dos moradores e/ou seus descendentes, assentados da década de 80. Estimulados por essa situação criada pelas esferas técnica e política, em Taquari e Barra Grande, os limites de divisa com o Parque não foram respeitados pelos seus moradores. Muitas pessoas afirmam que compraram terras que, na verdade, encontram-se dentro do PNSB. Em Taquari, onde o atual limite do Parque se estabelece na cota 200 metros, apesar de não possuir edificações na faixa pertencente ao Parque, muitos afirmam que estas áreas estão sendo comercializadas por meio de contrato de compra e venda.

Outro aspecto verificado, no período em que esta pesquisa foi realizada, foi a total falta de diálogo entre as esferas de governo. O representante da esfera municipal vê os assentamentos como sendo um problema do INCRA e o Parque Nacional como um problema do IBAMA que, por sua vez, não aplica alternativas concretas de integração entre o Parque Nacional e os municípios lindeiros. No período pesquisado, o representante da prefeitura buscava apenas como um único interesse referente ao PNSB a viabilização do asfalto da rodovia Parati-Cunha que corta o Parque, via tramites políticos, diretamente com o Ministério do Meio Ambiente.

Enquanto que algumas lideranças locais, técnicos do INCRA, EMATER e da ONG IDACO vêm apontando como saída para a sustentação das comunidades o turismo rural ou ecológico, alguns moradores já despertaram para esse potencial há muito tempo. Nas três comunidades podem ser encontrados acampamentos, bares na beira dos rios, restaurantes, pesqueiros, pousadas, que geram retorno econômico a muitos proprietários, assentados originais ou não. Porém estas atividades vêm sendo desenvolvidas, em grande parte, de forma desordenada.

Estas atividades têm contribuído para que uma nova paisagem dê forma aos assentamentos, que quando analisado pelas fotografias aéreas, pode-se constatar que o que era predominantemente bananal na década de 60 dá lugar no final da década de 90 a estádios iniciais e intermediários de sucessão vegetacional. Por outro lado verificam-se impactos oriundos do esgoto, captação de água e ocupação em áreas de mata ciliar. Verificam-se também extensas clareiras no interior do PNSB no cenário da década de 90, o que vem a reforçar o que já havia sido comprovado por meio de entrevistas e observações de campo - a retirada de madeira do interior do Parque sem maiores implicações com os órgãos ambientais de fiscalização.

4. Conclusões

Em toda a análise feita pode-se constatar que os principais conflitos existentes na área estudada surgem pela falta de diálogo entre as instituições (governamentais e não governamentais) envolvidas. Este fato pode ser considerado até mesmo como histórico, principalmente quando se constata que os limites físicos entre o PNSB e os assentamentos não são os mesmos de acordo com cada instituição envolvida e cuja discussão perdura por mais de vinte anos. Este entendimento seria o primeiro passo para a resolução dos demais conflitos.

Verifica-se a potencialidade de várias instituições em contribuir positivamente para o desenvolvimento sustentável das comunidades do entorno do Parque, no entanto, tais potencialidades estão desgastadas pela falta de articulações. Enquanto este entendimento não acontece, constata-se a crescente perda da floresta, visível quando observa clareiras localizadas no interior do Parque. Assim, conclui-se que a Mata Atlântica pertencente ao PNSB, ao menos na área estudada, não está sendo preservada de acordo com os princípios de um Parque Nacional.

Parati é considerado um dos municípios do entorno que melhor conserva intacta a vegetação do PNSB. Este fato pode ser considerado ilusório quando se analisa a perda de espécimes que abastece uma "demanda" comercial proveniente das classes média e alta do próprio município e dos grandes centros urbanos. Convém ressaltar que o relevo íngreme de Parati é o principal fator para que a vegetação permaneça aparentemente intacta. Não foi encontrado mecanismo algum, relacionado à implementação de políticas, que possa ser considerado um diferencial em relação a qualquer outro município brasileiro.

Além do desperdício do uso direto da diversidade vegetal e animal, existem outras implicações ao se verificar que a função do PNSB é a de preservar um verdadeiro reservatório de águas, que alimenta tanto as bacias hidrográficas drenadas em direção ao litoral, quanto aquelas drenadas para o Vale do Paraíba do Sul (BRASIL, 2002).

É necessário que mecanismos de gestão eficientes e o envolvimento das esferas de governo locais desenvolvam um diálogo, visando a preservação do PNSB e garantindo o desenvolvimento sustentável das comunidades locais. É necessário, também, que haja uma política de gestão integrada, possibilitando o uso racional das áreas com potencial turístico, investindo-se em educação e criando-se mecanismos que garantam as áreas que devem se manter preservadas.

É pertinente afirmar que qualquer projeto que se dirija às comunidades deve ter o respaldo dos moradores, ou estará conde-

nado a ser apenas mais um projeto inviável, igual a tantos outros superficialmente apresentados pelas diferentes instituições. Neste caso, sugere-se a utilização de metodologias participativas desde o diagnóstico até a elaboração dos projetos, a fim de assegurar uma implantação efetiva. Quanto à falta de diálogo entre as instituições, propõe-se o tratamento dos conflitos por meio da articulação de um grupo externo, com a função de negociar com os atores envolvidos, soluções para os conflitos existentes.

5. Referências Bibliográficas

ALENCAR, E. Abordagem interpretativa nas ciências sociais. Lavras: UFLA, 1996.

BRASIL.MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE/IBAMA/ DIREC. Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra da Bocaina: encarte n.5. Brasília: FEC/UNICAMP, 2002.

DRUMMOND, J. A. Devastação e preservação ambiental no Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: EDUFF (Coleção Antropologia e Ciência Política, 2). 306p. 1997.

O papel do efeito de borda sobre a dinâmica inicial de plântulas num fragmento de floresta Atlântica do Nordeste do Brasil.

Layana Costa Alves [a] Felipe Pimentel Lopes de Melo [a]
[a] Departamento de Botânica, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco. Av. Prof. Moraes Rego s/n CEP: 50670-901 Cidade Universitária, Recife PE, Brasil. (fplmelo@yahoo.com.br)

1. Introdução

No mundo inteiro, a fragmentação florestal tem reduzido áreas naturais outrora contínuas, a remanescentes isolados de vegetação nativa. As zonas de borda desses fragmentos compreendem um ecótono, ou transição entre os fragmentos e a matriz circundante. A exposição das árvores à luz excessiva e ventos laterais modificam drasticamente as condições microclimáticas presentes na borda da floresta e altera padrões de germinação e estabelecimentos de plântulas de árvores. Os efeitos associados à borda florestal podem ser mais importantes do que o tamanho do remanescente em determinar padrões de densidade e riqueza de plântulas em fragmentos de floresta tropical. A densidade de plântulas aumenta partindo da borda em direção ao interior do fragmento onde a floresta apresenta condições mais amenas e taxas de mortalidade de plântulas podem ser maiores na borda, apesar do crescimento ser significativamente maior nesses ambientes perturbados (Benitez-Malvido, 1998). A dinâmica vegetal que se segue após a criação de uma borda florestal termina por favorecer espécies pioneiras em detrimento daquelas tolerantes à sombra devido a maior freqüência de aberturas de clareiras naturais decorrentes da mortalidade de adultos (Laurance *et al*., 1998). Portanto em bordas de fragmentos há muito isolados, cuja composição de árvores reprodutivas seja dominada por pioneiras e pioneiras tardias, é de se esperar que a dinâmica das plântulas que recrutam na borda do fragmento seja mais acelerada, isto é, menor freqüência de recrutamento e maior freqüência de mortalidade na assembléia de plântulas que habitam a borda. E se a regeneração da borda for dominada por pioneiras, espera-se também que a proporção de plântulas com cotilédones fotossintetizante (característicos da maioria das pioneiras) seja maior na borda se comparada com o núcleo.

2. Métodos

Nesse estudo, o recrutamento e a mortalidade de plântulas na borda e no interior do fragmento foram acompanhados durante 9 meses. A dinâmica das plântulas foi acompanhada quinzenalmente em 200 quadrantes medindo 1m² de área, sendo 100 num transecto paralelo à borda (distante 50 m da borda) e outros 100 num outro transecto no núcleo do fragmento (500m distante da borda), dos quais foram arrancadas todas as plântulas pré-existentes ao início do estudo. A cada verificação, o número de plântulas recrutadas (entende-se por recrutamento a emissão do primeiro tecido fotossintetizante) e o número de plântulas mortas foram anotados. As plântulas foram separadas em dois tipos morfofuncionais de acordo com a morfologia dos cotilédones: 1) plântulas com cotilédones fotossintetizantes e 2) plântulas com cotilédones de reserva nutritiva. Exemplares de cada morfoespécie de plântula que recrutou nos quadrantes foram coletados em áreas adjacentes aos quadrantes de estudo com o intuito de diferenciação e quantificação da riqueza. Um teste de Qui-quadrado foi utilizado para acessar a diferença nas freqüências de recrutamentos e de mortalidades entre os dois tratamentos, assim como entre os dois morfotipos de plântulas (Sokal & Rohlf, 1995).

3. Resultados e Discussão

Um total de 1396 plântulas pertencentes a 46 morfoespécies recrutou durante o período de estudo, sendo que 871 desses recrutamentos ocorreram no interior do fragmento, enquanto 525 aconteceram na borda ($X^2 = 43,045$; gl = 1; p = 0,0000). Desse total, 260 (29,8%) plântulas morreram no interior enquanto que 170 (32,3%) morreram na borda ($X^2 = 0,984$; gl = 1; p = 0,3513). A proporção de plântulas com cotilédones de reserva foi significativamente maior na borda (72%; N = 324) do que a encontrado no núcleo (33%; N = 254) ($X^2 = 143,07$; gl = 1; p = 0,0000). Entretanto o núcleo do fragmento apresentou 32 morfoespécies de plântulas das quais 22 (68,7%) com cotilédones e reserva enquanto na borda foram encontradas apenas 20 morfoespécies das quais 13 (59,1%) eram de reserva e 7 fotossintetizantes. Apenas 7 morfoespécies de plântulas foram comuns entre os dois ambientes. Apesar da maior riqueza no núcleo as proporções de cotilédones de reserva e fotossintetizantes entre os tratamentos também não foram significativamente diferentes ($X^2 = 0,079$; gl = 1; p = 0,7791). A borda do fragmento apresentou menor abundância e riqueza de plântulas se comparado com o núcleo. Esse resultado confirma a hipótese de que a dinâmica vegetal na borda de um fragmento, principalmente a dinâmica de regeneração, pode estar sendo drasticamente alterada no sentido de favorecer umas poucas espécies melhores competidoras no ambiente perturbado de uma borda florestal (Sizer & Tanner, 1999). Entretanto a mortalidade e a proporção dos morfotipos não foi diferente entre borda e núcleo, sugerindo taxas iguais de mortalidade entre os dois ambientes além de uma proporção semelhante de grupos ecológicos. As árvores de floresta madura geralmente possuem grandes sementes com grande quantidade de reserva, como essas espécies são as primeiras a sofrer os efeitos da criação da borda, era de se esperar que a proporção de plântulas com cotilédones de reserva fosse menor na borda. Entretanto a maior proporção de indivíduos com cotilédones de reserva na borda pode ser resultado do menor recrutamento total na borda e da dominância de uma morfoespécie de plântula (Melo, com.pess.) e não refletir a dominância dessa estratégia na borda. Outro fator que pode influenciar o aumento na proporção de recrutamentos de plântulas do tipo 2 na borda é a idade da mesma. A borda estudada pode ser considerada antiga (mais de 50 anos) e a penetração e luz e as condições microclimáticas já não são tão drásticas como as de uma borda recém criada. Isso pode diminuir o recrutamento de espécies que demandam por luz e que em sua maioria, possuem plântulas com cotilédones do tipo 1 (fotossintetizantes). A composição de espécies de plântulas em ambientes contrastantes como a borda e o interior de um fragmento pode fornecer informações importantes sobre a dinâmica de regeneração de remanescentes de floresta. Apenas 7 morfoespécies de plântulas ocorreram nos dois ambientes, isso sugere composições bastante distintas entre as duas assembléias de plântulas. Esse número também mostra que um total de 25 morfoespécies de plântulas estava ausente das áreas de borda, ou seja, 54,3% das morfoespécies de plântulas registradas não colonizam áreas de borda.

4. Conclusões

Pode-se admitir que o montante de morfoespécies de plântulas ausentes da borda é composto por aquelas espécies de árvores de floresta madura que possuem sementes dispersas por vertebrados e que falham em serem dispersas até as bordas do fragmento. Portan-

to é provável que a regeneração das áreas de borda se dê com um subgrupo de espécies já estabelecidas nas bordas florestais e que a riqueza de espécies de plantas lenhosas nesses ambientes esteja definitivamente limitada pela ausência e espécies de floresta madura.

5. Referências bibliográficas

Benitez-Malvido, J. (1998). Impacts of Forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12(2): 380-389.

Laurence, W.F.; Ferreira, L.V.; Rankin-de-Merona, M.; Laurance, S.G. (1998). Rain Forest fragmentation and the dinamics of amazonian tree community. *Ecology* 79:2032-2040.

Sizer, N.; Tanner, V.J. (1999). Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biological Conservation* 10: 135-142.

Sokal, R.R.; Rohlf, J. (1995). *Biometry* . W.H. Freeman and Company, New York.

Demografia do marsupial *Philander frenata* numa paisagem fragmentada de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro

Leandro Travassos, Camila S. Barros & Fernando A. S. Fernandez
Lab. Ecologia e Conservação de Populações, Depto. Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro

1. Introdução

A pressão antrópica sobre a Mata Atlântica tem causado um progressivo aumento da fragmentação florestal, sendo portanto de fundamental importância para a conservação entender como as espécies respondem a este processo (Fernandez, 1997). O objetivo deste estudo foi caracterizar a demografia da cuíca-verdadeira, *Philander frenata*, em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro. *P. frenata* é um marsupial didelfídeo de médio porte (200-660g), de hábitos noturnos e escansoriais (Emmons & Feer, 1997). Sua dieta é baseada em insetos e pequenos vertebrados, complementada por frutos (Santori *et al*., 1997 Emmons & Feer, 1997), tendo sido classificado como insetívoro-onívoro por Fonseca *et al*. (1996) O presente estudo foi realizado, utilizando captura-marcação-recaptura foi realizado na Reserva Biológica Poço das Antas, a maior área protegida de Mata Atlântica de baixada do Estado do Rio de Janeiro.

2. Métodos

O estudo foi realizado nas Ilhas dos Barbados, um conjunto de oito fragmentos de Mata Atlântica (nomeados de A a H) formados por intervenções de engenharia na porção sul da Reserva Biológica Poço das Antas (Viveiros de Castro & Fernandez, 2002). O clima da área é tropical úmido; com temperatura média anual de 24,6 ºC e uma precipitação média de 2121 mm. A estação úmida vai de setembro a março, embora apenas os meses de julho e agosto costumem apresentar déficit hídrico (Ribeiro de Mello & Fernandez, 2000). A área dos fragmentos estudados varia de 1,5 a 15 ha, e as distâncias entre eles variam entre 60 e 1300 m. São cobertos por mata em estado avançado de sucessão e estão cercados por uma matriz de vegetação aberta, formada por gramíneas exóticas tais como o sapê (*Imperata brasiliensis*), capim-gordura (*Melinis minutiflora*) e capim-colonião (*Panicum maximum*), entremeadas por samambaias (*Pteridium aquilinum*) e esparsas árvores pioneiras (*Trema micanthra e Cecropia spp.*).

Foram realizados estudos de captura-marcação-recaptura nas Ilhas dos Barbados de março de 1995 a janeiro de 2003, totalizando 61218 armadilhas x noites. Embora todos os fragmentos tenham sido amostrados, estudos demográficos detalhados foram realizados em apenas três fragmentos, no A (área 6,3 ha) de março de 1995 a setembro de 1998, no D (8,9 ha) de abril de 1996 a novembro de 2001 e no E (11 ha) de janeiro de 2000 a janeiro de 2003. As amostragens em cada fragmento foram bimestrais até 2000 e trimestrais de 2001 em diante. Cada amostragem foi constituída de uma sessão de cinco noites consecutivas de captura-marcação-recaptura.

As grades utilizadas cobriam toda a extensão do fragmento, sendo formadas por trilhas paralelas a cada 50 m, com pontos de captura a cada 20 m. Em cada ponto de captura foram armadas duas armadilhas, sendo uma no chão e outra numa árvore. As das árvores foram colocadas a 2 m de altura (até 1999) ou metade a 2 m e metade suspensas em plataformas no dossel a 5-12 m de altura. As armadilhas utilizadas foram Movarti 181-Z (32,5 x 20 x 20,5 cm), Tomahawk 603 (48,5 x 17 x 17 cm) e Sherman XLF 15 (38 x 10 x 12 cm). A isca foi uma pasta de banana, aveia, creme de amendoim e bacon picado, sobre uma rodela de aipim. Os indivíduos capturados foram marcados individualmente com brincos de alumínio. Em cada captura foram registrados o sexo, a condição reprodutiva e a idade (através do padrão de erupção dentária, cf. Rocha, 2000).

Estudos dos padrões espaciais da espécie na mesma área detectaram dez movimentos entre fragmentos, apesar do número relativamente pequeno de recapturas e de indivíduos rastreados por radiotelemetria; além disso tais estudos mostraram movimentos freqüentes através da matriz (Pires *et al*., 2002; dados não publicados). Isso pode estar sendo facilitado pelo fato de *P. frenata*, embora primariamente florestal, ser generalista em termos de habitats, utilizando também áreas de vegetação aberta (Cerqueira *et al*., 1990). Portanto grande parte dos indivíduos não ficam restritos a um único fragmento, e por essa razão consideramos, nas análises seguintes, *P. frenata* das Ilhas dos Barbados como uma única população, sendo os indivíduos de cada fragmento uma subpopulação. Para estimar os tamanhos das subpopulações foi utilizado o método MNKA (Krebs, 1966). Para estimar a sobrevivência e o recrutamento foi utilizado o calendário de capturas (Delany, 1974), estimando-se os valores diários a fim de permitir comparações entre taxas estimadas para intervalos de tempo diferentes (Fernandez, 1995). Densidades populacionais foram estimadas dividindo-se os tamanhos das subpopulações pelas áreas dos fragmentos. Como os fragmentos não eram todos amostrados simultaneamente, a metodologia não permitiu estimar diretamente o tamanho populacional; no entanto, foi possível estimá-lo obtendo a densidade em cada fragmento e multiplicando-se pela área total dos fragmentos.

3. Resultados e Discussão

No total foram obtidas, nos três fragmentos amostrados em detalhe, 240 capturas de 91 indivíduos de *P. frenata*. As densidades populacionais estimadas em cada fragmento variaram consideravelmente (densidades médias e variação no tempo nos fragmentos mais amostrados: fragmento A = 0,09, s = 0,12, n = 9; D = 0,19, s = 0,23, n =25; E = 0,27, s = 0,18, n = 15). A densidade populacional média no estudo como um todo foi de 0,18 indivíduos / ha. Uma vez que a soma da área dos fragmentos é de 70,7 ha, o tamanho médio da populacão de *P. frenata* nas Ilhas dos Barbados foi estimado em 12,7 indivíduos.

Considerando variações entre anos, o período 1995-1998 teve baixos tamanhos populacionais, seguidos por números muito maiores em 1999-2001, e uma nova queda em 2002. Os anos com tamanhos populacionais mais altos foram mais secos que a média (precipitação média em 1995-98, 2218 mm; em 1999-2001, 1572 mm). Portanto, este padrão poderia ser um artefato de variações de capturabilidade, a qual seria maior em anos mais secos, quando haveria menor disponibilidade de recursos competindo com as iscas. No entanto, a capturabilidade estimada por calendário de capturas não foi significativamente maior nos anos secos que nos úmidos (Mann-Whitney, U = 185,5, n[úmido] = 12, n[seco] = 25, p = 0,256). Portanto, é plausível que os tamanhos populacionais tenham de fato sido mais altos em 1999-2001. Por outro lado, os resultados não são consistentes com a hipótese de que populações de *P. frenata* variem seguindo ciclos plurianuais, como proposto por Cerqueira *et al*., 1993.

Dentro de cada ano, os maiores tamanhos populacionais coincidiram com o final da estação seca e início da estação úmida, exceto nos últimos anos (2001 e 2002) quando houveram picos no final da estação úmida. A variação no tamanho da subpopulação no fragmento E não seguiu um padrão sazonal, atingindo picos tanto

no início da estação úmida (outubro de 2000) como no meio da estação seca (julho de 2001). No fragmento D também não foi observada uma tendência sazonal, uma vez que os números mais altos nos anos de 1999, 2000 e 2001 foram registrados nos meses de outubro, agosto e maio respectivamente.

Foram encontradas fêmeas em estágios diversos do ciclo reprodutivo (tetas inchadas, lactantes etc.) em todos os meses exceto junho. Em outros estudos, na restinga (Cerqueira *et al*., 1993) e em cativeiro (Hingst *et al.* 1998), *P. frenata* mostrou um padrão sazonal bem mais marcado. No estudo de Atramentowicz (1986) também não foi verificada sazonalidade, mas no caso dela isso pode ser devido a seu estudo ter sido realizado na Guiana Francesa, muito próximo ao equador. No entanto, no nosso caso pode ser errôneo supor que não haja um padrão sazonal na reprodução, uma vez que nos meses mais secos (julho-agosto) aparentemente condição reprodutiva foi evidenciada apenas pela presença de filhotes já bastante desenvolvidos. Isso pode estar refletindo apenas a longa permanência dos filhotes com a fêmea, em comparação com outros marsupiais.

De modo geral os valores mais altos das taxas de sobrevivência e de recrutamento coincidiram com o início dos picos de tamanho de cada subpopulacão. No fragmento E, picos de recrutamento ocorreram nos meses de janeiro de 2001 e de 2002, enquanto a flutuação do recrutamento no fragmento D não mostrou um padrão sazonal. As taxas de recrutamento foram bastante altas em cada fragmento, em comparação com os tamanhos estimados das subpopulações (recrutamento / tamanho populacional, médias, D = 0,40, E = 0,38). Esses resultados indicam uma renovação muito rápida das subpopulações, para um animal do porte de *P. frenata*, corroborando a hipótese de que essa espécie forma uma população única nas Ilhas dos Barbados.

4. Conclusões

P. frenata nas Ilhas dos Barbados apresentou reprodução à primeira vista menos sazonal que em outras populações estudadas, mas isso parece ser um artefato de como são caracterizadas as estações reprodutivas. Houve variações amplas do tamanho populacional entre anos, sem um padrão cíclico, e que não puderam ser bem explicadas por variações na capturabilidade e devem refletir portanto flutuações reais. *P. frenata* está representado na área por uma única população, cujos indivíduos cruzam a matriz com freqüência entre fragmentos. Isso é essencial para permitir a persistência da espécie no conjunto de fragmentos, uma vez que devido ao seu pequeno tamanho e às baixas densidades populacionais da espécie, cada fragmento não poderia por si só sustentar uma população viável. Esse conhecimento é de grande importância para a conservação e manejo de *P. frenata* em paisagens fragmentadas. (Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, The MacArthur Foundation, FAPERJ, FUJB-UFRJ, PROBIO [PRONABIO-MMA / BIRD / GEF] e CNPq).

5. Referências Bibliográficas

Atramentowicz, M. (1986). Dynamique de population chez trois marsupiaux didelphidés de Guyane. Biotropica, 18*: 136-149.*

Cerqueira, R.; Fernandez, F.A.S.; Quintela, M.F. (1990). Mamíferos da restinga de Barra de Maricá, Rio de Janeiro. Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo), 37*: 141-157.*

Cerqueira, R.; Gentile, R., Fernandez, F.A.S.; D'Andrea, P.S. (1993). A five-year population study of an assemblage of small mammals in Southeastern Brazil. Mammalia, 57*: 507-517.*

Delany, M. (1974). The Ecology of Small Mammals. *Edward Arnold, London*.

Emmons, L.; Feer, F. (1997). Neotropical Rainforest Mammals - A Field Guide, Second Edition. *Chicago University Press, Chicago.*

Fernandez, F.A.S. (1995). Métodos de estimativa de parâmetros populacionais por captura-marcação-recaptura. Oecologia Brasiliensis, 2*: 1-26.*

Fernandez, F.A.S. (1997). Efeitos de fragmentação de ecossistemas: a situação das Unidades de Conservação. In Anais do Congresso Brasileiro de Conservação, Volume I (Conferências e Palestras), *pp 48-68. Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação / Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba.*

Fonseca, G.A.B., Herrmann, G., Leite, Y.L.R.; Mittermeier, R.A.; Rylands, A.B.; Patton, J.L. (1996). Lista anotada dos mamíferos do Brasil. Occasional Papers in Conservation Biology, 4*: 1-38.*

Hingst, E.D.; D'Andrea, P.S.; Santori, R.; Cerqueira, R (1998). Breeding of Philander frenata *(Didelphimorphia, Didelphidae) in captivitiy.* Laboratory Animals, 32*: 434-438.*

Krebs, C.J. (1966). Demographic changes in fluctuating populations of Microtus californicus. Ecological Monographs, 36*: 239-273.*

Pires, A.S.; Lira, P.K.; Fernandez, F.A.S.; Schittini, G.M.; Oliveira, L.C. (2002). Frequency of movements of small mammals among Forest fragments in Brazil. Biological Conservation, 108*: 229-237.*

Ribeiro de Mello, M. A.; Fernandez, F. A. S. (2000). Reproductive ecology of the bat Carollia perspicillata *(Chiroptera: Phyllostomidae) in a fragment of the Brazilian Atlantic Coastal Forest*. Zeitschrift für Säugetierkunde, 65*: 340-349*.

Rocha, F.S. 2000. Ecologia reprodutiva de pequenos mamíferos (com ênfase no marsupial Micoureus demerarae) em fragmentos de mata Atlântica no sudeste do Brasil. *Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro.*

Santori, R.T.; Astúa de Moraes, D.; Grelle, C.E.V.; Cerqueira, R. (1997). Natural diet at a restinga forest and laboratory food preferences of the opossum Philander frenata *in Brazil.* Studies on Neotropical fauna and environment, 32*: 12-16.*

Viveiros de Castro, E. B.; Fernandez; F. A. S. (2002). A fragmentação florestal na Reserva Biológica de Poço das Antas como conseqüência das intervenções de engenharia na Bacia do Rio São João (R. J.). In: III Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação – Anais. *Pp. 659 – 659. Rede Nacional Pró-unidades de conservação/Fundação O Boticário de Proteção a Natureza, Fortaleza.*

Padrão de forrageamento de *Melipona scutellaris* (Hymenoptera, Apidae, Meliponini): plasticidade comportamental na coleta de recursos florais

Leonardo Pierrot [a], Clemens Schlindwein [b] & Carlos Eduardo Pinto da Silva [c]

[a] Instituto Xingó, Rod. Juscelino Kubistchek, s/n, SE 206 Km 52 - Zona Rural. 49820-000, Canindé do São Francisco - SE. endereço eletrônico: leonardopierrot@hotmail.com

[b] Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rego, s/n, 50670-901 Recife, PE, endereço eletrônico: schlindw@ufpe.br

[c] Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rego, s/n, 50670-901 Recife, PE, endereço eletrônico:edueprontо@yahoo.com.br

1. Introdução

As abelhas sem ferrão (Apidae: Meliponinae) têm uma distribuição pantropical (KERR & MAULE, 1964; MICHENER, 1979; ROUBIK, 1989). Em geral são consideradas poliléticas, não apresentando especializações de coleta de pólen em certos gêneros ou famílias de plantas, e importantes polinizadores (MICHENER, 1974; ROUBIK, 1989).

As operárias realizam vôos para coletar pólen e néctar, que servem de alimento para adultos e larvas, barro e resina para construção e ampliação do ninho e defesa (NOGUEIRA-NETO, 1997). *Melipona scutellaris*, a uruçu, endêmica no norte da Mata Atlântica, ocorre do sul da Bahia até o Rio Grande do Norte (SCHWARZ, 1932). Em Pernambuco é uma espécie quase extinta em habitats naturais. Tradicionalmente a uruçu é criada por meliponicultores por produzir mel de sabor muito apreciado e devido às propriedades medicinais.

Dentro de uma colônia, a decisão sobre o tipo de recurso a ser coletado pode depender apenas da disponibilidade dos recursos oferecidos pela vegetação, da competição interespecífica ou da demanda específica da colônia. Operárias de *M. scutellaris* recrutam para locais de forrageio, comunicando a direção melhor do

que a distância (HRNCIR *et al.*, 2000; JARAU *et al.*, 2000).

Neste estudo perguntamos: Existe um padrão de forrageamento em *Melipona scutellaris*? Colônias diferentes no mesmo local apresentam o mesmo padrão?

2. Material e Métodos

O presente estudo foi desenvolvido na granja São Saruê, Igarassu, Pernambuco. A área de estudo abrange vegetação agroflorestal, formando um mosaico com monocultura de cana-de-açúcar, plantações mistas e fragmentos de Mata Atlântica secundária em diversos estágios de recuperação. No local são mantidas cerca de 300 colônias de *Melipona scutellaris* em meliponários. A espécie é nativa no local de estudo.

Cinco ninhos fortes, não alimentados artificialmente, que apresentavam um fluxo intenso de movimentação de operárias foram selecionados. Em cada hora foram contadas as abelhas que chegavam do vôo de forrageamento de 5:00 as 17:25h em 5 dias com condições climáticas semelhantes, entre outubro de 2001 e janeiro de 2002. As contagens foram feitas por 5 min por hora para cada colônia.

As operárias que retornaram ao ninho foram diferenciadas em 5 categorias: coletando pólen, néctar, resina, barro ou retirando lixo. Foram consideradas coletas de néctar as abelhas que retornaram ao ninho sem recurso visível. Desse total foi subtraída a quantidade de abelhas que retirava lixo do ninho voltando também com corbícula vazia.

3. Resultados e Discussão

Atividade diária de vôo

Ao longo do dia, os ninhos apresentaram atividade geral similar. Através de contagens de operárias voltando ao ninho ao longo do dia, foi calculado que nas 5 colônias monitoradas voaram entre 2640 a 14250 abelhas por dia. Mais de 60% dos vôos foram concentrados nas primeiras quatro horas de observação. Durante somente as duas primeiras horas, foram realizadas de 24,7 a 43,2% dos vôos por dia. Entre 11 e 13:00h foi observada uma diminuição do número de vôos e em seguida um aumento até às 16:00h.

Vôos por categoria de recurso

O recurso mais coletado em todos os ninhos foi néctar, oscilando entre 50 e 80% do total nos 5 dias de observação. O pólen foi o segundo recurso mais coletado, representado por até 30% do total. As coletas de resina somaram entre 0,7 e 5,6 %. Os vôos para coleta de barro oscilaram bastante entre os ninhos, de 1,2 e 22,8%. A retirada de lixo do ninho foi, em geral, pouco numerosa.

Coleta de pólen e néctar ao longo do dia

Mais de 90% dos vôos para coleta de pólen foram realizados entre 5:00 e 9:00h, em todos os ninhos, havendo uma diminuição gradativa de vôos ao longo do dia. Os vôos de coleta de néctar apresentaram distribuição mais uniforme.

Comportamento atípico de coleta de pólen

Em um dia (21/1/2002), a atividade de vôo pela manhã foi aparentemente normal. Porém, a partir das 14:00h, houve um aumento descomunal no número de indivíduos que voltavam ao ninho, chegando a mais de 50 por minuto, até o final da atividade diária. Todos os indivíduos voltaram com carga polínica cheia. Esta coleta de pólen atípica foi observada em todas as colônias. Neste dia, uma árvore com floração maciça de *big-bang* ou *multiple-bang* (GENTRY, 1974) floresceu. No dia seguinte, a coleta de pólen foi extraordinariamente fraca.

Variação intraespecífica

Diferentes ninhos de *M. scutellaris* na mesma localidade mostraram diariamente as mesmas atividades de vôo, proporcionais à força individual de cada ninho. Quando existiram variações no número de vôos entre um e outro dia, estas variações ocorreram em todos os ninhos. Além disso, não houve variação entre os ninhos na coleta dos diferentes recursos.

4. Conclusões

Plasticidade Comportamental

A coleta maciça de pólen ocorrida em uma tarde de observação mostra que *M. scutellaris* pode adequar-se, temporariamente, à oferta de um determinado recurso, sugerindo que a coleta deste seja controlada pela quantidade que está sendo oferecida. Este comportamento, que neste estudo se mostrou atípico para a coleta de pólen, demonstra a plasticidade comportamental de uruçu.

A grande flexibilidade na localização e exploração de recursos florais em diferentes horários mostra que *M. scutellaris* é bem adaptada à fenologia das espécies vegetais da Mata Atlântica. Mostra também o recrutamento eficiente, uma vez que exploração intensa de pólen fora do padrão foi observada não só em colônias monitoradas, mas em todos presentes no local de estudo. Várias espécies de árvores e cipós da Mata Atlântica apresentam uma estratégia de floração *big-bang* e *multiple-bang*. A exploração eficiente de plantas com floração maciça parece ser uma característica das abelhas altamente eusociais como Meliponini e *Apis mellifera* (WILMS, 1996; SCHLINDWEIN, 1998). A uruçu que possui grande capacidade de explorar recursos temporários na Mata Atlântica deve, desta maneira, ter um papel importante na polinização de espécies com floração maciça.

5. Referências Bibliográficas

GENTRY, A.H. 1974. Flowering phenology and diversity in tropical Bignoniaceae. Biotropica, 6: 64-68.

HRNCIR, M., JARAU, S., ZUCCHI, R. & BARTH, F.G. 2000. Recruitment behavior in stingless bees, *Melipona scutellaris* and *M. quadrifasciata*. II. Possible mechanisms of communication. Apidologie 31: 93 - 113.

JARAU, S., HRNCIR, M., ZUCCHI, R. & BARTH, F. G. 2000. Recruitment behavior in stingless bees, *Melipona scutellaris* and *M. quadrifasciata*. I. Foraging at food sources differing in direction and distance. Apidologie 31: 81 - 91.

KERR, W.E. & MAULE, V. 1964. Geographic distribution of stingless bees and its implications. Journal of the New York Entomolgical Society 72: 2-18.

MICHENER, C. D. 1974. The social behavior of the bees. A comparative Study. Harvard University Press, Cambridge. 404p.

MICHENER, C.D. 1979. Biogeography of the bees. Annals of the Missouri Botanical Garden 66: 277-347.

NOGUEIRA-NETO, P. 1997. Vida e criação de abelhas indígenas sem ferrão. Editora Nogueirapis, São Paulo. 446p.

ROUBIK, D.W. 1989. Ecology and natural history of tropical bees. Cambridge tropical biology series, Cambridge University Press, Cambridge. 514p.

SCHLINDWEIN, C. 1998. Frequent oligolecty characterizing a diverse bee-plant community in a xerophytic bushland of subtropical Brazil. Studies on Neotropical Fauna & Environment 33: 46-59.

SCHWARZ, H.F. 1932. The genus *Melipona*: The type genus of the Meliponidae or stingless bees. Bulletin of the American Museum of Natural History 63: 231-460.

WILMS, W. 1996. The highly eusocial bees of Boracéia: community structure, resource partitioning, and their role as pollinators. Encontro sobre Abelhas 2: 196-204.

Agradecimentos

Ao Sr. Francisco Chagas que gentilmente permitiu a realização do experimento em sua propriedade, a Eduardo Pinto pelo auxilio no campo e ao CNPq / PIBIC pelo apoio financeiro.

Os Murundus como fonte de heterogeneidade do solo em Floresta Atlântica de Tabuleiros (Linhares, ES)

Libman, T.[1], Aglai, B.[2] & Garay, I.[1]

[1]Laboratório Integrado Vegetação/Solo - Departamento de Botânica, IB, UFRJ

[2] Laboratório de Ecologia de Comunidades - Departamento de Ecologia, IB, UFRJ

Endereço eletrônico para correspondência: tlibman@ufrj.br

1. Introdução

O ecossistema de floresta atlântica de tabuleiros constitui um ambiente relativamente homogêneo quando comparado a outras formações tropicais que apresentam marcada heterogeneidade na estrutura da vegetação, como a restinga, ou, ainda, o cerrado. Para essas formações, constata-se uma ação diferenciada de fatores

abióticos, de forma que ao mosaico de vegetação correspondem condições ambientais distintas (Sarmiento, 1990). Em contrapartida, a cobertura florestal evidencia uma certa homogeneidade espacial, o que conduz, sem dúvida, a uma menor variabilidade das condições ambientais. No entanto, a possibilidade de existir mecanismos funcionais diversos agindo no interior do ecossistema e provocando heterogeneidade espacial não deve ser descartada.

Para a caracterização do funcionamento do solo e da dinâmica da decomposição, considera-se que fatores abióticos sejam determinantes, sobretudo, numa escala temporal associada à sazonalidade, sendo, em geral, desconsiderada a variação espacial na pequena escala (ver Kindel *et al.*, 1999, Louzada *et al*., 1997). Neste sentido, a presença de estruturas denominadas *murundus* no piso da floresta, objeto do presente trabalho, levanta a questão do papel da heterogeneidade funcional no subsistema de decomposição, ligada notadamente à atividade da fauna edáfica.

Com efeito, é geralmente aceito que os murundus são produzidos pela atividade de construção de ninhos de Isoptera (Térmitas), embora ocasionalmente montículos argilosos possam resultar do levantamento de raízes associado à queda de árvores.

Um dos trabalhos pioneiros compara a composição físico-química dos solos dos termiteiros com solos adjacentes, evidenciando importantes diferenças, em relação aos conteúdos húmicos e de nitrogênio e à capacidade de retenção de água (Murray, 1938). Em áreas de cerrado, Oliveira-Filho & Furley (1990) mostraram que os cupinzeiros constituem, por sua constituição granulométrica e concentração de nutrientes, verdadeiras ilhas de densa vegetação em meio a paisagens mais abertas onde predomina, muitas vezes, uma vegetação herbácea. Assim, os ninhos de cupins, formados de argila, saliva e fezes em diferentes proporções, modificam o microambiente e criam condições edáficas favoráveis (Buschini & Leonardo, 1999). Okello-Oloya & Spain (1986) demonstraram que o solo das paredes dos ninhos de *Amitermes laurensis* é muito mais propício ao crescimento vegetal do que o solo adjacente aos ninhos. Outras pesquisas demonstram igualmente a influência dessas estruturas na composição química e granulométrica do solo (Buschini & Leonardo, 1999, La Fage & Nutting, 1978).

A proposta deste trabalho é estudar o papel dos cupinzeiros na composição do solo, a partir da sua composição química e granulométrica e da comparação com o solo adjacente. A hipótese é de que essas estruturas que caracterizam uma heterogeneidade espacial dos solos está associada à heterogeneidade funcional do subsistema decompositor na floresta de tabuleiros.

O presente trabalho foi realizado na Reserva Florestal da Vale do Rio Doce, em Linhares (ES). Esta reserva abriga a Mata Atlântica de Tabuleiros, que se estende do Norte do Espírito Santo ao sul da Bahia.

2. Métodos

Em um hectare de mata, todos os murundus encontrados foram mapeados e classificados de acordo com suas medidas (altura e perímetro). Considerou-se altos aqueles com altura maior que 1,5 m, grandes aqueles com altura menor que 1,5 m e perímetro maior que 25 m e pequenos aqueles com altura menor que 1,5 m e perímetro menor que 25 m. Do total de murundus 10 foram selecionados para amostragem de solo sendo quatro altos, três grandes e três pequenos.

De cada murundu selecionado foram retiradas três amostras correspondentes ao topo, meio e base do mesmo e uma amostra do solo adjacente a cada um. O material foi coletado utilizando um quadrado de metal de 25 cm de lado para o horizonte Ai e um cilindro de 10 cm diâmetro x 10 cm altura para o horizonte A1. As análises do material coletado foram feitas nos laboratórios do CNPS/EMBRAPA-RJ.

Após uma primeira análise dos resultados, os dados foram redimensionados de modo a priorizar a relação murundu/solo adjacente ao agrupar-se as três amostras de cada murundu (topo, meio e base) como três réplicas amostrais e utilizando-se as medianas ao invés das médias. O tratamento estatístico usado foi a análise de variância de Kruskall-Wallis.

3. Resultados e Discussão

Foram contados 22 murundus ocupando 12% da área total e 554,59 m^3 de terra.

De uma maneira geral, o gradiente de altura nos murundus não pareceu influenciar nos conteúdos de nutrientes. Não observou-se gradação clara nem um ponto específico de conteúdo maior de nutrientes. A única propriedade que mostrou tendência nesse gradiente foi a porcentagem de argila (topo: 31%; meio: 24%; base: 17% para o Ai e topo: 26%, meio: 20%; base: 16% para o A1), tendo sua maior concentração no topo do murundu e diminuindo até a base. Essa tendência estendeu-se ao solo adjacente, que apresentou valores de porcentagem de argila de 14% para o Ai e 12% para o A1.

Após o redimensionamento, obteve-se que as diferenças mais marcantes foram nos conteúdos de cálcio, fósforo assimilável, soma de bases, CTC e porcentagem de argila, embora somente esta última tenha apresentado diferença significativa entre murundu e solo adjacente (18,00% para o murundu e 11,50% para o solo adjacente no horizonte Ai).

Quanto aos diferentes horizontes, houve diferença significativa em todas as propriedades tanto para o murundu quanto para o solo adjacente, sendo os valores do Ai sempre maiores que os do A1 (Conteúdo de Cálcio: Ai murundu 6,20 meq./100g, A1 murundu 1,90 meq./100g, Ai solo adj. 4,20 meq./100g, A1 solo adj. 1,60 meq./100g; Conteúdo de Magnésio: Ai murundu 1,40 meq./100g., A1 murundu 0,60 meq./100g, Ai solo adj. 1,10 meq./100g, A1 solo adj. 0,50 meq./100g; Conteúdo de Fósforo Associado: Ai murundu 11,00 ppm, A1 murundu 3,00 ppm, Ai solo adj. 5,50 ppm, A1 solo adj. 2,00 ppm; CTC: Ai murundu 13,67 meq./100g, A1 murundu 6,03 meq./100g, Ai solo adj. 8,21 meq./100g., A1 solo adj. 4,31 meq./100g; Soma de Bases: Ai murundu 9,01 meq./100g, A1 murundu 2,68 meq./100g, Ai solo adj. 5,76 meq./100g, A1 solo adj. 2,15 meq./100g.) O mesmo não ocorreu, no entanto, para a porcentagem de argila, que foi significativamente diferente entre os horizontes do murundu porém com valor maior para o horizonte A1 (18% Ai e 23% A1). No solo adjacente não houve diferença significativa entre os conteúdos de argila nos diferentes horizontes.

Os resultados encontrados para cálcio e magnésio, quais sejam maior concentração no horizonte superficial Ai podem ser explicados tanto por um turnover superficial dos nutrientes (Garay *et al.*, 1995; Kindel & Garay, 2002) como por efeito de lixiviação (Luchese *et al*., 2001).

O valor de CTC encontrado deve ser atribuído sobretudo à presença da argila, uma vez que o conteúdo de matéria orgânica nos solos avaliados é muito baixo na superfície dos murundus.

O fósforo apresenta igualmente marcadas diferenças entre o topo do solo e o horizonte orgânico mais profundo, com diferenças de aproximadamente 72% entre os horizontes Ai e A1 dos murundus. A atividade de formigas e cupins nessas estruturas possivelmente é a responsável pela quantidade mais de três vezes maior de fósforo na superfície dos murundus em relação ao horizonte superficial dos solos adjacentes.

4. Conclusão

Ao que parece, os murundus apresentam propriedades químicas e granulométricas peculiares porém não muito diferentes do solo ao seu redor, com exceção do conteúdo de argila. Seria interessante comparar esses dados com dados de solo sem influência de murundu de forma a se verificar a real influência dessas estruturas.

Por ora, os murundus representam fonte de heterogeneidade para o solo no tocante à granulometria mais do que à composição química. São necessários mais estudos para que o papel da grande concentração de argila nessas estruturas e a influência desta na dinâmica do solo possa ser elucidado.

5. Referências Bibliográficas

Buschini, M.L.T. & Leonardo, A.M.C. (1999). Chemical Composition of Mounds of *Nasutitermes* sp (isoptera: Termitidae) and of the adjacent soil. *Brazilian Journal of Ecology* 01:16-20.

Garay, I., Kindel, A. & Jesus, R. (1995). Diversity of humus forms

in the Atlantic Forest ecosystems (Brazil): The Table-land Atlantic Forest. *Acta OEcologica* 16:553-570.
Kindel, A., Barbosa, P.M.S., Pérez, D.V. & Garay, I. (1999). Efeito do extrativismo seletivo de espécies arbóreas da floresta atlântica de tabuleiros na matéria orgânica e outros atributos do solo. *R.Bras.Ci.Solo*, 23: 465-474.
Kindel, A. & Garay, I. (2002). Humus forms in ecosystems of the Atlantic Forest, Brazil. *Geoderma* 108: 101-118.
La Fage, J.P. & Nutting, W.L. (1978). Nutrient dynamics of termites. *In*: *Production ecology of ants and termites. Brian*, M.V. (ed.). Cambr.Univ.Press
Louzada, M.A.P., Curvello, A., Barbosa, J.H.C. & Garay, I. (1997). O aporte de matéria orgânica ao solo: quantificação, fenologia e suas relações com a composição específica em área de floresta Atlântica de Tabuleiros. *Leandra* 12: 27-32.
Luchese, E.B., Favero, L.O.B. & Lenzi, E. 2001. *Fundamentos de Química do Solo*. Freitas Bastos (ed.). RJ. 182 p.
Murray, J.M. (1938). Na investigation of the interrelationships of the vegetation, soils and termites. South *African Journal of Science* XXXV: 288-297.
Okello-Oloya, T. & Spain, A.V. (1986). Comparative growth of two pasture plants from northeastern Australia on the mound materials of grass and litter-feeding termites (Isoptera: Termitidae) and their associated surface soils. *Rev.d'Ecol.Biol.du Sol*, 23 (4): 381-392.
Oliveira-Filho, A.T, Furley, P.A. (1990). Monchão, cocuruto, murundu. *Revista Ciência Hoje* 23: 30-37.
Sarmiento, G. (1990). Ecologia comparada de ecossistemas de sabanas en America del Sur. *In*: *Las Sabanas Americanas*. G.S. (comp.). Fondo Editorial Acta Cientifica Venezuelana.

Diversidade de Briófitas Epífitas e Epífilas em duas Unidades de Conservação de Floresta Atlântica em Pernambuco

Lisi Dámaris Pereira Alvarenga & Kátia Cavalcanti Pôrto
Universidade Federal de Pernambuco, CCB, Departamento de Botânica (lisidamaris@yahoo.com.br)

1. Introdução

A maior diversidade de espécies encontra-se nas florestas tropicais, que embora ocupando apenas 7% da extensão da terra contém a metade das espécies de todo o mundo (Whitmore 1990, apud Primack e Rodrigues, 2001). As florestas tropicais têm sofrido, no entanto, sistemática degradação e fragmentação, resultantes especialmente da atividade humana, como extração madeireira e agricultura itinerante (Primack e Rodrigues, 2001). A situação é agravada porque, em vista da grande diversidade, a distribuição das espécies não é homogênea, havendo muitos táxons endêmicos, mais suscetíveis à extinção. O processo de destruição do habitat pode causar a extinção e o declínio de populações, principalmente de espécies que são bastante sensíveis a pequenas alterações ambientais, como é o caso das briófitas. Visto que são plantas terrestres muito simples, diretamente dependentes da água para sobreviver e de se reproduzir, são eficientes sensores no monitoramento de áreas sujeitas a perturbações (Raven et al, 2001). O objetivo deste trabalho foi realizar um inventário rápido da brioflora epífila e epífita em dois remanescentes de Floresta Atlântica em Pernambuco, visando comparar a diversidade de espécies e aferir o padrão de distribuição e seus fatores determinantes.

2. Métodos

As áreas selecionadas para estudo foram a Reserva Ecológica de Gurjaú, no município do Cabo e a RPPN Frei Caneca, município de Jaqueira, Pernambuco. A RPPN Frei Caneca (Lat 80°42'37" S e Long 35°50'01"O) possui altitude compreendida entre 500-750m e uma vegetação classificada como Floresta Ombrófila Densa Montana (IBGE, 1992). Por sua vez, a Reserva Ecológica de Gurjaú (Lat 8°10'00" - 8°15'00" S e Long 35°02'30" – 35°05'00") tem altitude de 80-150m, com vegetação classificada como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (IBGE, 1992).

Em cada área foram selecionados quatro fragmentos, dentro dos quais escolheram-se para investigação sítios de maior umidade, considerados preferenciais para as briófitas. Em cada fragmento demarcou-se um plote de 20 x 50m, no interior do qual em 10 árvores vivas de DAP >0,15<0,55m, preferencialmente distantes no mínimo 5m entre si (Gradstein et al, 1996), foram coletadas amostras (ca. 10 cm²) das briófitas presentes, desde a base (= nível do solo) até a altura de 2m no tronco.

Paralelamente foram coletadas, quando presentes, 3-5 folhas mais velhas e/ou com maior diversidade de briófitas, de arbustos e árvores jovens (Gradstein et al, 1996). O material coletado foi acondicionado em sacos de papel pardo de 1k, com as seguintes informações: área de estudo, n° do quadrado, n° da forófita, perímetro da árvore, grau de cobertura da população, data e coletor. Em laboratório, o material foi examinado ao estereomicroscópio, umedecido e partes dos ramos e do talo foram retiradas para confecção de lâminas visando à observação ao microscópio óptico. Para identificação dos táxons foi utilizada a seguinte bibliografia: Gradstein (1994); Sharp et al, (1994); Buck (1998); Gradstein et al (2001) e Gradstein e Costa (2003). O material identificado será acondicionado em envelopes padronizados de papel vegetal, etiquetados, registrados e depositados no Herbário UFP, da Universidade Federal de Pernambuco.

A análise dos dados constou principalmente da determinação da riqueza taxonômica, do cálculo da diversidade específica de cada área utilizando-se o índice de Shannon-Weaner (Riclefs, 1993) e da similaridade entre as comunidades de briofloras das áreas pelo índice de Sorensen (Dajoz, 1978).

3. Discussão e Resultados

Um total de 67 espécies de briófitas epífitas e epífilas foram reconhecidas para as áreas estudadas, sendo 40 hepáticas e 27 musgos. A maior riqueza de hepáticas em relação a musgos já era esperada, visto que diversas pesquisas precedentes constataram esse fato em Florestas Tropicais Úmidas, especialmente de terras baixas (Gradstein e Pócs, 1989; Gradstein et al, 2001).

As hepáticas estão distribuídas em 6 famílias: Lejeuneaceae, Plagiochilaceae, Metzgeriaceae, Radulaceae, Lepidoziaceae e Frullaniaceae, com respectivamente 28, 4, 3, 2, 2 e 1 espécies. O número de espécies de Lejeuneaceae corresponde a 41,79% do total de briófitas identificadas, confirmando o relato de Gradstein (1995) de que em florestas tropicais úmidas esta é a mais importante família de briófitas, com ca. 30% do total de espécies em terras baixas e com abundância um pouco menor em maiores altitudes. Essa variação da abundância em relação à altitude também foi perceptível, pois em Gurjaú, Lejeuneaceae correspondeu a 50% do total de espécies, enquanto que em Frei Caneca, correspondeu a 36,54%. Outro dado significativo é a proporção de hepáticas para musgos, que foi de 1:1 em Frei Caneca e 1,8:1 em Gurjaú, evidenciando a predominância de hepáticas na floresta de baixa altitude.

. No que diz respeito aos musgos, a riqueza específica foi distribuída de maneira mais homogênea entre as 14 famílias de ocorrência, merecendo destaque Calymperaceae com 9 espécies, Leucobryaceae com 3, Fissidentaceae, Meteoriaceae e Sematophyllaceae com 2 e as demais, Hypnaceae, Leucophanaceae, Stereophyllaceae, Phyllogoniaceae, Pterobryaceae, Racopilaceae, Thuidiaceae, Thamnobryaceae e Hookeriaceae, todas representadas por apenas uma espécie. É oportuno ressaltar que estas famílias encontram-se entre as 15 assinaladas na literatura como de ocorrência primordialmente tropical (Gradstein et al, 2001). Os referidos autores citam ainda que em florestas tropicais chuvosas de terras baixas Calymperaceae, Fissidentaceae, Pilotrichaceae e Sematophyllaceae juntas representam ca. 45% do total da diversidade de musgos. Outras famílias importantes como Leucobryaceae e Hypnaceae também se fizeram representar nas áreas estudadas.

Os valores de riqueza e diversidade obtidos em Frei Caneca foram respectivamente 52 espécies e 5,72, e em Gurjaú, 28 espécies e 4,1. A similaridade de composição briofloristica entre as áreas

foi relativamente baixa, com valores de 40% para a comunidade epífita, e de apenas 10% para a comunidade epífila. Portanto, a análise comparativa das duas áreas evidenciou a maior riqueza florística e diversidade na RPPN Frei Caneca em relação a Reserva de Gurjaú, tanto em musgos e hepáticas como nas comunidades epífita e epífila.

De um certo modo isto era previsível, uma vez que, em florestas tropicais úmidas, é recorrente que a riqueza em briófitas cresce com a altitude. De acordo com Gradstein e Pócs (1989), a nível de família, cerca de 60% das briófitas são presentes preferencialmente em ambiente de montanhas, enquanto que menos de 5% (Pilotrichaceae, Calymperaceae, Leucobryaceae) são predominantemente de terras baixas. Embora a diferença de altitude entre as duas áreas estudadas seja relativamente pequena, notamos que foi suficiente para favorecer o aparecimento de determinados táxons, tais como Lepidoziaceae, Metzgeriaceae, Thamnobryaceae, Thuidiaceae, Meteoriaceae e Phyllogoniaceae, que ocorreram exclusivamente em Frei Caneca.

4. Conclusões

As RPPN Frei Caneca e Reserva Ecológica de Gurjaú têm brioflora epífita e epifila típica de Florestas Tropicais Úmidas, onde são predominantes as Lejeuneaceae, entre as hepáticas, e Calymperaceae, entre os musgos.

A RPPN Frei Caneca apresenta maior riqueza e diversidade de brioflora que a Reserva de Gurjaú, graças à ocorrência de alguns táxons tipicamente submontanos, que exigem taxas de umidade mais elevadas. Essa condição climática é favorecida em áreas de maior altitude, pois proporcionam o aparecimento de neblina e temperaturas mais amenas.

Devido à significativa heterogeneidade na distribuição das briófitas, indicada pelos baixos índices de similaridade observados, confirma-se a premissa de que a Floresta Tropical Atlântica abriga uma grande diversidade de espécies e, conseqüentemente pode apresentar elevadas taxas de endemismo. Reforça-se, portanto, a necessidade de promover programas de conservação mais eficientes dos remanescentes deste tipo de ecossistema.

(Este projeto de pesquisa é parte integrante do subprojeto "COMPOSIÇÃO, RIQUEZA E DIVERSIDADE DE ESPÉCIES DO CENTRO DE ENDEMISMO PERMANBUCO", aprovado pelo PROBIO – Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira – e que tem auxílio financeiro do Ministério do Meio Ambiente – MMA e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq).

5.Referências Bibliográficas

Buck, W.R. (1998). Pleurocarpous Mosses of the West Indies. *Memoirs of The New York Botanical Garden* 82:1-401, New York.

Dajoz, R. (1978). *Ecologia Geral*. Editora Vozes, Rio de Janeiro, 472p.

Gradstein, S.R. (1994). Lejeuneaceae; Ptychantheae, Brachiolejeuneae. *Flora Neotropica Monograph* 62:1-225, New York.

Gradstein, S.R. (1995). Bryophyte Diversity of the Tropical Rainforest. *Archives de Sciences de Genève* 48(1):91-96, Genève.

Gradstein, S.R. e Pócs, T. (1989). Bryophytes. In.: H. Lieth e M.J.A. (ed.) *Tropical Rain forest Ecosystems* 16:311-325, Amsterdam.

Gradstein, S.R.; Churchill; S.P.; Salazar Allen, N. (2001). Guide to the Bryophytes of Tropical America. *Memoirs of the New York Botanical Garden* 86: 1-577, New York.

Gradstein, S.R. e Costa, D.P. (2003). Liverworts and Hornworts of Brazil. *Memoirs of the New York Botanical Garden* 88: 1-673, New York.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) (1992). Manual Técnico da Vegetação Brasileira. *dos Ambientais.* IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro, 92p.

Primack, R.B. e Rodrigues, H. (2001). *Biologia da conservação*. Editora Midiograf, Londrina, 327p.

Raven, P.H.; Evert, R.F.; Curtis, H. (2001). *Biologia Vegetal*. Editora Guanabara Koogan S.A., Rio de Janeiro, 906p.

Riclefs, R.M. (1993). *A Economia da Natureza*. Editora Guanabara Koogan S.A., Rio de Janeiro, 470p.

Sharp, A.J.; Crum, H.; Eckel, P.M. (1994). The moss flora of Mexico. *Memoirs of the New York Botanical Garden* 69(1-2): 1-1113, *New York*.

Biomassa e riqueza de espécies epifíticas em um trecho de floresta ombrófila densa no litoral Paranaense, Brasil.

M. Borgo[1] (maborgo@yahoo.com); Daniel F. Gaiotto[2]; Denilson N. Cardoso[1]; Gilberto Tiepolo[1]; Guilherme A. D. Araujo[3]; Marise Pim Petean[4]. 1. Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS); 2. Pós-Graduação em Botânica, UFPR; 3. Graduação em Biologia, UFSC; 4. Sociedade Fritz Müller de Ciências Naturais.

1. Introdução

O epifitismo vascular é um dos componentes mais importantes das florestas tropicais, seja pela riqueza específica ou pela abundância de indivíduos. Alguns trabalhos apontam que os epífitos vasculares representam cerca de 10 % do total de plantas existentes no planeta (Madison, 1977; Kress, 1986).

No sul do país, os primeiros estudos foram mais de abordagem ecológica, realizados em trechos da Serra do Mar paranaense por Hertel (1949). Na década de 1980, trabalhos pioneiros de cunho quali-quantitativo foram realizados por Waechter (1980, 1986) na planície costeira gaúcha, e por Cervi & Dombrowski (1985) e Cervi *et al.* (1988) em Curitiba na região de Floresta com Araucária (Floresta Ombrófila Mista – Veloso *et al.* 1991), sendo os trabalhos intensificados nas últimas duas décadas.

Na área de Floresta Ombrófila Densa do Paraná, trabalhos quantitativos foram realizados por Schüttz-Gatti (2000), Kersten & Silva (2001) e Petean (2002). Estudos abordando biomassa deste componente ainda não foram realizados. Assim, este trabalho buscou quantificar a biomassa e verificar a riqueza de espécies epifíticas sobre forófitos de um trecho de Floresta Ombrófila Densa paranaense.

2. Método

Este estudo foi desenvolvido na Reserva Natural do Cachoeira, de propriedade da SPVS (Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental), situada no município de Antonina, litoral paranaense. Para o estudo florístico e de biomassa, foram mensurados 13 forófitos que sofreram queda natural, com diâmetro a 1,3 m do solo superior a 25 cm: *Ficus insipida* - Moraceae (DAP A= 70,0 cm e B = 92,0 cm); *Hyeronima alchorneoides* - Euphorbiaceae (DAP A = 52,8 cm e B = 53,6 cm); *Pterocarpus violaceus* – Fabaceae (DAP = 57,0 cm); *Cryptocaria aschersoniana* – Lauraceae (DAP = 41,8 cm); *Ocotea catharinensis* – Lauraceae (DAP = 81,0 cm); *Bauhinia forficata* – Caesalpiniaceae (DAP = 25,6 cm); *Calycorectes australis* - Myrtaceae (DAP = 33,0 cm); *Myrcia* sp1 – Myrtaceae (DAP = 28,0 cm); *Machaerium hirtum* – Fabaceae (DAP = 54,5 cm), Myrtaceae 1 – Myrtaceae (DAP = 50,9 cm); *Myrcia* sp2 – Myrtaceae (DAP = 29,3 cm).

Foram então anotadas todas as espécies de epífitos verificados nestes forófitos, sendo estes em seguida retirados do mesmo, classificados, contados e pesados. Para a classificação, os epífitos foram agrupados de acordo com caracteres morfológicos (tamanho e forma similar), tendo em vista que a maioria deles encontrava-se sem flores ou frutos na ocasião dos estudos. Assim, foram definidos 11 grupos, sendo que para os dois primeiros não foram contabilizados os espécimes, devido à difícil individualização dos mesmos: 1. Araceae: incluiu todas as espécies desta família encontradas em cada forófito; 2. Miscelânea: abordou os representantes epifíticos de Magnoliophyta e Pteridophyta, excetuando-se Bromeliaceae e Araceae; 3. *Aechmea nudicaulis*; 4. *Aechmea organensis*; 5. *Aechmea ornata*; 6. *Aechmea pectinata*; 7. *Edmundoa lindenii*; 8. *Neoregelia* sp; 9. *Nidularium* (inclui *Nidularium innocentii*, *Nidularium procerum*

e *Nidularium campoalegrense*); 10. *Vriesea carinata* (inclui *Vriesea vagans*, *Vriesea ensiformis*, *Vriesea incurvata*, *Vriesea procera*, Bromeliaceae 1); 11. *Vriesea phillipoccoburgii* (inclui *Vriesea gigantea*, *Vriesea platynema*, *Vriesea friburgensis* e *Vriesea atra*).

Foram coletadas amostras de material epifítico para secagem em estufa, sendo estes acondicionados em sacos de papel, pesados durante a coleta com pesola de 300 g e novamente pesados em balança de precisão 10 a 14 dias após ficarem em estufa de circulação forçada a 60º C.

3. Resultados

Foram encontradas 116 espécies de epífitos vasculares nos 13 forófitos analisados, distribuídas em 22 famílias botânicas. Esta riqueza específica representa 65% do total de espécies epifíticas verificadas preliminarmente na reserva (180 espécies) em estudos florísticos iniciados há sete meses e não direcionados exclusivamente ao grupo.

As famílias com maior riqueza específica foram Orchidaceae (33 espécies), Bromeliaceae (24) e Polypodiaceae (13), as mesmas que ocorrem em levantamentos florísticos desta natureza (Kersten & Silva, 2001; Schüttz-Gatti, 2000, Waechter, 1986; 1998).

O maior número de espécies epifíticas - 71 - foi encontrado em *Ficus insipida* A, enquanto que o menor número foi encontrado sobre *Bauhinia forficata*, com 11 espécies; coincidentemente este forófito foi o de menor diâmetro na amostra. A média de espécies epifíticas por forófito foi de 37 (± 13).

Dos epífitos registrados, 14% podem ser considerados muito freqüentes, tendo em vista a ocorrência em cerca de 70% das árvores amostradas. Outros 17% foram verificados entre 45 e 60% dos forófitos, podendo ser considerados freqüentes. Cerca de 44% das espécies epifíticas ocorreram em 2 até 5 (15 e 38%) forófitos (consideradas comuns). Foram consideradas raras neste trabalho as espécies que ocorreram em apenas um forófito, enquadrando-se nesta categoria 25% dos epífitos.

Quanto aos valores mais representativos de biomassa verde por forófito, foram aferidos 984,5 kg (193,3 kg de biomassa seca) de epífitos sobre *Ocotea catharinensis*, 461 kg (78,2 kg) sobre *Ficus insipida* B, 312,9 kg (55,0 kg) sobre *Hyeronima alchorneoides* B, 235,4 kg (28,4 kg) em *Pterocarpus violaceus*, 204,5 kg (36,9 kg) em Myrtaceae 1, 126,8 kg (20,9 kg) em *Ficus insipida* A, 124,7 kg (15,8 kg) em *Hyeronima alchorneoides* A. Os demais valores ficaram abaixo de 100 kg de biomassa úmida. A biomassa úmida total mensurada foi de 2732,9 kg, o que corresponde a 478,0 kg de biomassa seca.

Os valores de biomassa seca mais representativos foram verificados para Araceae, onde a categoria representou 40% ou mais do peso seco epifítico em cerca de 45% dos indivíduos. Dos valores mais representativos, destacam-se os encontrados em *Ocotea catharinensis* (85,4 kg), em *Ficus insipida* B (36,2 kg) e em *Hyeronima alchorneoides* B (27,7 kg).

Dentre as categorias de bromélias, os maiores valores de biomassa seca em um forófito foram verificados para *Aechmea organensis* (24,9 kg) em *Ocotea catharinensis*, em *Hyeronima alchorneoides* B (17,4 kg) e em *Ficus insipida* B (16,7 kg). *Neoregelia* spp também obteve elevado peso seco, somando 21,3 kg em *Ocotea catharinensis*.

Os maiores números de bromélias encontrados por forófito foram verificados em *Ocotea catharinensis*, com 1462 ocorrências, e em Myrtaceae 1, com 1378 bromélias, sendo que as demais árvores tiveram menos de 260 ocorrências. Quanto ao número de indivíduos de um grupo por forófito, foram registradas 701 ocorrências de *Vriesea carinata* e 237 de *Neoregelia* sp em *Ocotea catharinensis*, 664 de *Aechmea ornata* e 373 de *Neoregelia* sp em Myrtaceae 1. Apenas em um forófito – *Cryptocaria aschersoniana* – não foram contabilizados os indivíduos de bromélias, devido à pequena quantidade dos mesmos na árvore.

4. Conclusão

Pode-se verificar que a representatividade em termos de riqueza dos epífitos vasculares em Floresta Ombrófila densa na área da Reserva Natural do Cachoeira é bastante elevada, tendo em vista que o grupo amostrado contribuiu com cerca de 18% das espécies distribuídas nos diferentes hábitos verificados na área.Se contabilizadas todas as espécies de diferentes hábitos registradas até o momento, os epífitos representam cerca de 22,3% do total, acompanhados por árvores (33,4%), ervas (31,3%), lianas (6,2%), arbustos (5,8%), parasitas e hemiparasitas (0,9%).

Algumas considerações aqui devem ser feitas, uma vez que ocorrem variações pontuais e em alguns casos o número de indivíduos foi bastante pequeno, como é o caso de *Aechmea pectinata*. Normalmente a espécie é representada por indivíduos de porte similar a *Vriesea philippocoburgii*, no entanto, aqueles amostrados eram em sua maioria espécimes jovens, assim como ocorreu com *Edmundoa lindenii*. *Nidularium procerum* foi a espécie mais comum no grupo *Nidularium*, o que pode ter subestimado o peso de *Nidularium innocenti* e *Nidularium campoalegrense*, espécies com peso notadamente maior que a primeira.

Vários autores que trabalham com epífitas vêm, ao longo dos anos, descrevendo os diversos meios de que as epífitas dispõem para sobreviver em um ambiente tão inóspito quanto o dossel florestal, dentre eles destaca-se Benzing (1986, 1990). Neste estrato da floresta, as epífitas disputam recursos e fatores como água, nutrientes e luz, principalmente. Já é sabido que a água é um dos recursos que mais limita a ocorrência das epífitas, aspecto que as torna tão comuns em florestas tropicais. Neste estudo, verificou-se que em média, 81,9% do peso de um indivíduo epifítico vascular é água, e provavelmente este seja um dos recursos que mais determina a ocorrência tão abundante de epífitos vasculares nesta formação, tendo em vista que a precipitação média anual na região é de aproximadamente 2000 mm (IAPAR, 1994), com chuvas bem distribuídas ao longo do ano.

Deve-se salientar ainda que foram encontradas 14 novas espécies epifíticas não registradas anteriormente na área, o que justifica o direcionamento de estudos ao componente epifítico vascular. Trabalhos específicos com o grupo, que tradicionalmente é pouco estudado, seja pela dificuldade de acesso ao dossel florestal ou pelos problemas sistemáticos que grande parte dos táxons se encontra, poderiam fornecer subsídios para estudos de cunho ecológico ou taxonômico, contribuindo para o incremento de informações sobre a diversidade e dinâmica de florestas tropicais.

(Estes resultados foram gerados com recursos do Departamento de Energia dos EUA – financiamento nº DE-FC26-01NT411151; agradecemos a todos os funcionários da SPVS que participiram dos trabalhos em campo).

5. Bibliografia

BENZING. D.H. 1986. The vegetative basis of vascular epiphytism. Selbyana 9: 23-43.

BENZING, D. H. 1990. Vascular epiphytes. Cambridge: Cambridge University Press.

CERVI, A.C. & DOMBROWSKI, L.T.D. 1985. Bromeliaceae de um capão de floresta primária do Centro Politécnico de Curitiba (Paraná, Brasil). Fontqueria 9:9-11.

CERVI, A.C., ACRA, L.A., RODRIGUES, L., TRAIN, S., IVACHECHEN, S.L. & MOREIRA, A.L.O.R. 1988. Contribuição ao conhecimento das epífitas (exclusive Bromeliaceae) de uma floresta de araucária do primeiro planalto paranaense. Insula 18:75-82.

HERTEL, R. J. G. Contribuição à ecologia da flora epífita da Serra do Mar (vertente oeste) do Paraná. Tese de Livre Docência em Botânica. Curitiba. 1949. Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da UFPR. 70 p.

IAPAR. 1994. Cartas climáticas do Estado do Paraná. doc.18. Londrina: Instituto Agronômico do Paraná.

KERSTEN, R.A. & SILVA, S.M. 2001. Composição florística e estrutura do componente epifítico vascular em floresta da planície litorânea na Ilha do Mel, Paraná, Brasil. Revista Brasileira de Botânica 24: 213-226.

KRESS, W. J. 1986.The systematic distribution of vascular epiphytes: an update. Selbyana 9: 2-22.

PETEAN, M.P. 2002. Florística e estrutura dos epífitos vasculares

em uma área de Floresta Ombrófila Densa Altomontana no Parque Estadual do Pico do Marumbi, Morretes, Paraná, Brasil. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.
SCHUTZ-GATTI, A.L. 2000. O componente epifítico vascular na Reserva Salto Morato, Guaraqueçaba, PR. Curitiba. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.
VELOSO, H.P., RANGEL FILHO, A.L. & LIMA, J.C. 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro.
WAECHTER, J.L. 1980. Estudo fitossociológico das orquídeas epifíticas da mata paludosa do faxinal, Torres, Rio Grande do Sul. Dissertação (Mestrado em Botânica). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 103p.
WAECHTER, J.L. 1986. Epífitos vasculares da mata paludosa do Faxinal, Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. Iheringia (Série Botânica) 34:39-49.
WAECHTER, J.L. 1992. O epifitismo vascular na planície costeira do Rio Grande do Sul. Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
WAECHTER, J.L. 1998. Epifitismo vascular em uma floresta de restinga do Brasil Subtropical. Revista Ciência e Natura 20:43-66.

Registro da presença de Simulium (Psilopelmia) bipunctatum Malloch, 1906 (DIPTERA SIMULIIDAE) no Município de Angra dos Reis, Ilha Grande, RJ, Brasil

Magda Clara V. da Costa-Ribeiro,(1); Antônio P. de A. Luna-Dias(1); Ana Margarida R. do Amaral-Calvão(1) & Marilza Maia-Herzog (1)
(1) Laboratório de Simulídeos e Oncocercose, Dept.º de Entomologia, Instituto Oswaldo Cruz / FIOCRUZ, Av. Brasil, 4365, Manguinhos, Rio de Janeiro, RJ, Cep 21045-900, Brasil. E-mail: calvao@ioc.fiocruz.br

1. Introdução

O levantamento da fauna específica e a obtenção de padrões geográficos contribuem para explicar a distribuição de um grupo, ou mesmo, às vezes, a sua história evolutiva. É importante correlacionar dados obtidos com aspectos morfoclimáticos da região (Papavero, 1983).

Além da valiosa contribuição para o conhecimento da biodiversidade do país, estudos da distribuição geográfica da simuliofauna do Brasil são de extrema importância para Saúde Pública, pois as fêmeas, hematófagas, estão associadas à transmissão de diversos filarídeos, causadores de diferentes antropozoonoses. Esses estudos são também importantes do ponto de vista sócio-econômico, por se tratar de um inseto extremamente incômodo para a vida social.

Embora não existam relatos de transmissão de patógenos por simulídeos na região Sudeste, estes representam grave problema, já que algumas espécies encontradas nas áreas de encosta da Serra do Mar, ao longo do litoral dos Estados de São Paulo e Rio de Janeiro apresentam alto grau de antropofilia, (Araújo-Coutinho, 1993; Araújo-Coutinho et al., 1988).

A Ilha Grande apresenta vegetação de Mata Atlântica primária e secundária, aliada a constante ação antrópica, decorrente da intensa atividade turística. Sua vegetação é exuberante, apresentando grande riqueza de flora e fauna. Esse bioma que abriga insetos variados incentivou a investigação para o conhecimento da simuliofauna da região, pois é abundante em criadouros naturais das formas imaturas de simulídeos.

Em 1971, Ilha Grande foi transformada em Parque Estadual, criado com objetivo de preservar ecossistema da região. Atualmente, a atividade econômica predominante na região é calcada na pesca e turismo, com população estimada em torno de 8.000 habitantes.

2. Métodos

A Ilha Grande localiza-se entre 23º 05' e 23º 13'Sul e 44º 05' e 44º 25'Oeste de Greenwich, retratando uma área de 193 Km2. Abrange o 5º e 6º Distrito, Praia de Araçatiba e Abraão respectivamente, do Município de Angra dos Reis, distando dois quilômetros do litoral sul do Estado do Rio de Janeiro.

As coletas de imaturos de simulídeos em criadouros naturais foram realizadas no período de novembro de 1996 a março de 1997. Os criadouros onde foram encontradas formas imaturas de simulídeos receberam numeração de 1 a 10, sendo anotados dados bióticos e abióticos.

As pupas coletadas foram acondicionadas em recipientes próprios para emersão dos adultos e posteriormente alfinetados junto às respectivas exúvias com as devidas identificações.

3. Resultados

As coletas foram realizadas em 10 pontos distintos. Em 5 destas localidades (Córrego do Abraão, Cachoeira do Lazarento, proximidades da Cachoeira do Lazarento, Córrego do Iguaçu e Córrego da Cachoeira da Feiticeira) registramos a presença de Simulium (Psilopelmia) bipunctatum Malloch, 1912, sendo coletados 13 fêmeas e 9 machos, totalizando 22 exemplares desta espécie, todos provenientes de emersão.

As coletas foram realizadas em 10 pontos distintos. Em 5 destas localidades (Córrego do Abraão, Cachoeira do Lazarento, proximidades da Cachoeira do Lazarento, Córrego do Iguaçu e Córrego da Cachoeira da Feiticeira) registramos a presença de Simulium (Psilopelmia) bipunctatum Malloch, 1912, sendo coletados 13 fêmeas e 9 machos, totalizando 22 exemplares desta espécie, todos provenientes de emersão.

4. Conclusão

Neste primeiro estudo sobre simulídeos da Ilha Grande, registramos a presença de Simulium bipunctatum, até então não depositado na Coleção de Referência para Simulídeos no Brasil – Departamento de Entomologia - IOC/FIOCRUZ, ou citado na literatura para a região Sudeste. Segundo Crosskey, 1996, esta espécie apresenta distribuição apenas nas região Norte, Estados do Amazonas e Roraima e região Centro-oeste, Estado de Mato Grosso.

Na análise morfológica, por microscopia óptica, encontramos algumas diferenças nos exemplares de S. bipunctatum em relação aos descritos na literatura, sugerindo variação intraespecífica, talvez decorrente do isolamento da Ilha Grande em relação ao continente.

5. Referências Bibliográficas:

ARAÚJO-COUTINHO, C. J. P. C.; MAIA-HERZOG, M. & SOUZA, P. C. 1988. Levantamento das espécies do Gênero Simulium Latreille (Diptera: Simuliidae) no litoral norte do estado de São Paulo. Revta. Bras. Ent. 32 (1): 11-17.
ARAÚJO-COUTINHO, C. J. P. C. 1993. Abundância Sazonal da População de Formas Imaturas de Simulium pertinax KOLLAR, 1832 (Diptera Simuliidae) e da Entomofauna Associada, no Município de Paraty, RJ. Tese de Mestrado não publicada, Instituto de Biologia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, IV + 81p.
CROSSKEY, R. W. & HOWARD, T. M., 1996. A New Taxonomic and Geofraphical Inventory of World Blackflies (Diptera: Simuliidae). Department of Entomology, The Natural History Museum, London, UK.
MALLOCH, J. R. 1912. One new genus and eight new species of dipterous insects in the United States National Museum collection. Proc. U. S. Nat. Mus. 43: 649-658, pl. 46.
PAPAVERO, N. 1983. Fundamentos práticos de Taxonomia Zoológica: coleções, bibliografia, nomenclatura. Museu Paranaense Emílio Goeldi e Sociedade Brasileira de Zoologia. 252 p. Belém, PA.
PINTO, C., 1931. Simuliidae da America Central e do Sul. 7a Reun. Soc. Arge. Patol. Reg., Tucumán: 661-763, 41 figs.

Estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva em um fragmento de Mata Atlântica no Rio de Janeiro: Relação com a distância das bordas antrópicas e naturais

Maíra Taquiguthi Ribeiro[a], Flávio Nunes Ramos[b] & Flavio Antonio Maës dos Santos[c]
[a] Graduação, Universidade Estadual de Campinas (m002070@dac.unicamp.br), [b] Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Estadual de Campinas, [c] Depto. Botânica, Universidade Estadual de Campinas

1. Introdução

A Mata Atlântica é a cobertura natural de praticamente toda região leste do Brasil, cobrindo 1.110.000 km² e dezesseis estados brasileiros (Santos *et al.*, 1998), sendo caracterizada pela alta biodiversidade, pela presença de muitas espécies endêmicas (Santos *et al.*, 1998; Tabarelli *et al.*, 1999) e pela intensa ação humana. Atualmente, restam 5% da cobertura original de Mata Atlântica no Brasil, distribuídos em fragmentos (Santos *et al.*, 1998). Apesar desta condição, poucos são os estudos que levam a fragmentação em consideração, ao mesmo tempo em que os estudos sobre as mudanças que a fragmentação pode causar na floresta são recentes e pouco disseminados.

Na borda dos fragmentos, ocorrem mudanças microclimáticas que podem acarretar mudanças na estrutura da floresta (Metzger, 1999; Murcia, 1995; Tabarelli *et al.*, 1999). Bordas naturais, como o limite entre florestas e rios, também podem apresentar variações microclimáticas semelhantes às que ocorrem em bordas antrópicas de fragmentos. Este estudo teve como objetivo verificar diferenças na estrutura (densidade, área basal, volume) e nas distribuições de altura e diâmetro do componente arbóreo-arbustivo entre ambientes de interior, de borda natural e de borda antrópica, de um fragmento de Floresta Atlântica.

2. Materiais e Métodos

O estudo foi realizado em um fragmento florestal no município de Saquarema, RJ (22º50'S e 42º28'O). Nesse fragmento, foi considerada Borda Antrópica (BA), o trecho em contato com pastos ou plantações, até 50 m para dentro do fragmento; Borda Natural (BN), o trecho do fragmento até 50 m da margem de um riacho e; Interior de Floresta (IF), qualquer área distante 200 m de qualquer borda. Para cada ambiente foram demarcadas 5 áreas (repetições). Em cada repetição, foram instaladas 5 parcelas de 10x10 m, totalizando 0,75 ha amostrados (0,25 ha em cada ambiente). As plantas com perímetro à altura do peito (PAP – 1,30 m) maior ou igual à 15 cm foram etiquetadas e tiveram a altura e o perímetro medidos.

Os dados obtidos foram comparados entre os ambientes e entre as repetições dentro de cada ambiente. A área basal e o volume das árvores foram estimados a partir do diâmetro e altura e foram comparados usando ANOVA e teste a posteriori de Tukey quando necessário (Zar, 1996). As densidades entre ambientes e entre repetições dentro de um mesmo ambiente, foram comparadas por uma ANOVA hierárquica de dois níveis (Zar, 1996). Os dados de altura total e diâmetro à altura do peito (estimado a partir do PAP) foram comparados nos três ambientes e entre repetições através de análises de diagrama de caixa ("box-plot") (Wilkinson, 1992).

3. Resultados e Discussão

Foram amostrados 1194 indivíduos nos 0,75 ha (1592 ± 88,5 ind/ha). Destes, 390 indivíduos foram amostrados na Borda Natural (BN) (1560 ± 207,4 ind/ha), 381 na Borda Antrópica (BA) (1524 ± 255,9 ind/ha) e 423 no Interior do Fragmento (IF) (1692 ± 550,7 ind/ha). Do total amostrado, 1114 eram árvores vivas (1485,33 ± 99,6 ind/ha) e as outras 80 (7%) eram árvores mortas em pé. Apesar do maior número de árvores no Interior do Fragmento, a densidade de árvores em cada ambiente não diferiu entre os ambientes ($F_{2,12}$=0,29; p=0,76). Porém, as densidades entre repetições dentro de um mesmo ambiente diferiram significativamente ($F_{12,60}$=2,88, p=0,003), indicando uma variação grande, independente do ambiente. A maior variação entre repetições ocorreu em IF, principalmente pelo alto número de indivíduos amostrados em uma das repetições (132 indivíduos). Uma única parcela não apresentou nenhuma árvore com PAP ³ 15cm, na Borda Antrópica, enquanto todas as outras parcelas apresentaram pelo menos 6 indivíduos amostrados.

Em comparação com o estudo de Werneck *et al.* (2000) no interior de um fragmento de floresta seca neotropical no Triângulo Mineiro (MG), a densidade por eles encontrada foi maior, de 1536 árvores vivas em uma área de 0,78 ha (1969 ind/ha). Porém, se considerarmos que Werneck *et al.* (2000) amostraram árvores com PAP≥10cm, a densidade de árvores na nossa amostra, sugere que em Saquarema, a densidade embora 25% menor, pode ser semelhante ou maior do que aquela, considerando que geralmente os indivíduos menores apresentam maiores densidades. Oliveira-Filho *et al.* (1997) encontraram no interior de um fragmento de floresta semidecídua na Reserva da UFLA (Lavras, MG) em 1992, 1343,3 ind/ha (DAP ³ 5cm), valor mais próximo à densidade encontrada em nosso estudo,talvez por causa do tamanho mínimo amostrado por Oliveira-Filho *et al.* (1997), semelhante ao utilizado aqui. Ambos os estudos citados acima foram feitos em interior de fragmento, enquanto o presente trabalho amostrou áreas de borda e interior. Assim, além de os ambientes por nós estudados apresentarem densidades similares, a densidade de árvores do fragmento de Saquarema, tanto na borda quanto no interior, se assemelha com aquelas observadas no interior de outros fragmentos florestais.

O diâmetro na altura do peito (DAP) e a altura total não diferiram entre ambientes (intervalos de confiança das medianas se sobrepõem). No IF houve uma menor variação dos diâmetros e alturas das árvores, enquanto na BN essa variação foi maior. Nota-se que apenas na Borda Natural, todas as repetições tiveram árvores com 20 metros ou mais, enquanto que na BA e no IF, algumas repetições apresentaram árvores que não ultrapassaram 15 metros, indicando que na Borda Natural a altura de dossel foi menos variável entre as diferentes repetições.

Estes dados indicam grande variação interna em todos os ambientes. Assim, possíveis diferenças entre ambientes devido à fragmentação podem ser encobertas pela grande heterogeneidade no tamanho das árvores dentro de cada ambiente.

A área basal total foi 24,8 m²/ha e o volume total foi 436,3 m³/ha. A área basal diferiu significativamente entre os três ambientes ($F_{2,12}$=3,196; p=0,048), com a BN apresentando a maior área basal (32,46m²/ha), diferindo dos demais ambientes, BA (19,94m²/ha) e IF (22,02 m²/ha), que não foram significativamente diferentes. Da mesma forma, o volume foi maior na BN (603,99 m³/ha) do que nos outros ambientes ($F_{2,12}$=5,260; p=0,008), que não diferiram significativamente entre si. Em BA, a densidade foi 309,62 m³/ha enquanto IF apresentou 395,41 m³/ha. Dentro de cada ambiente, as repetições não foram significativamente diferente entre si tanto quanto ao volume ($F_{12,60}$=0,688; p=0,756) quanto à área basal ($F_{12,60}$=0,578; p=0,851). Repetições com densidades altas e baixas apresentaram áreas basais semelhantes. O volume das árvores também variou bastante dentro dos ambientes. A diferença significativa da área basal e do volume das árvores da Borda Natural em relação aos outros ambientes, pode indicar que, apesar dos três ambientes apresentarem densidades, alturas e diâmetros semelhantes, a Borda Natural apresenta árvores mais altas e grossas.

4. Conclusão

Estudos sobre fragmentação encontraram que as áreas de borda de florestas, assim como fragmentos pequenos, nos quais grande parte de suas áreas está próxima à borda, apresentam menor média de altura do dossel, maior densidade de árvores e maior proporção de árvores menores em relação a interiores de fragmentos (Oliveira-Filho *et al.*, 1997; Metzger *et al.* 1997). Os únicos parâmetros que diferiram entre ambientes foram a área basal e o volume das árvores, sendo maior na Borda Natural, indicando que este ambi-

ente possui árvores de maior tamanho. Porém, a maioria dos parâmetros estudados (diâmetro, altura, área basal e densidade) não diferiu significativamente entre ambientes. Enquanto entre repetições dentro de cada ambiente, a variação da maioria dos parâmetros foi significativa. Isto nos indica que os ambientes estudados apresentam grande heterogeneidade, com diferenças não relacionadas ao ambiente. Ou seja, estar próximo a rio, próximo à borda do fragmento ou no interior deste, possivelmente tem um menor efeito do que outros fatores, como a presença de clareiras, o histórico de perturbações do local, o solo, a idade da borda e o tipo de matriz, no caso da borda antrópica (Oliveira-Filho *et al.* 1997; Murcia, 1995).

A grande semelhança apresentada entre ambientes e a heterogeneidade dentro dos ambientes indica que a distância em relação às bordas estabelecidas neste estudo não foram suficientes para observar diferenças das comunidades de cada ambiente. Na literatura, encontram-se diferentes distâncias da borda onde é possível observar variações no microclima ou na estrutura da comunidade, de forma que esta distância varia de acordo com muitos fatores, como a matriz, o tamanho do fragmento, o tipo de formação florestal e o parâmetro estudado (Gehlhausen *et al.* 2000; Murcia 1995; Didham & Lawton, 1999). Assim, talvez o que foi considerado interior do fragmento apresente variações decorrentes das mudanças causadas pela borda e neste caso, seria necessário uma distância maior entre o interior do fragmento e as bordas do que 200m. Por outro lado, ao delimitar como área de borda um trecho de até 50m de distância da matriz ou riacho, pode ser que não atingimos a comunidade árboreo-arbustiva da borda do fragmento e do rio. Talvez para isto, seria necessário diminuir a distância das parcelas dos ambientes BA e BN em relação à borda. Mais estudos, incluindo uma caracterização do microclima em diferentes distâncias a partir da borda ,seriam necessários para diferenciar estas duas alternativas.

5. Bibliografia

Didham, R. K. & Lawton, J. H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. Biotropica 31: 17-30.

Gehlhausen, S. M., Schwartz M. W., Augspurger, C. K. 2000. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. Plant Ecology 147:21-35.

Metzger, J. P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. Anais da Academia Brasileira de Ciências 71: 445-463.

Metzger, J. P., Bernacci, L. C., Goldenberg, R. 1997. Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments of different widths (SE Brazil). Plant ecology 133:135-152

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends in Ecology and Evolution 10: 58-62.

Oliveira-Filho, A. T., Mello, J. M. M. & Scolforo, J. R. S. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). Plant Ecology 131: 45-66.

Santos, F. A. M., Pedroni, F., Alves, L. F. & Sanchez, M. 1998. Structure and dynamics of tree species of the Atlantic forest. Anais da Academia Brasileira de Ciências 70: 873-881.

Tabarelli, M., Mantovani, W. & Peres, C. A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. Biological Conservation 91:119-127.

Werneck, M. S., Franceschinelli, E. V, Tameirão-Neto, E. 2000. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. Revista Brasileira de Botânica 24: 401-413.

Wilkinson, L. 1992. Statistics: Systat Manual. (Version 5.2). Evanson, IL: Systat Inc.

Zar, J. J. 1996. Biostatistical analysis. New Jersey, Prentice Hall.

Riqueza de besouros escarabeídeos em duas áreas de floresta atlântica no Estado da Paraíba

Malva Isabel Medina Hernández
Departamento de Sistemática e Ecologia, CCEN, Universidade Federal da Paraíba,
58051-900, João Pessoa-PB, Brasil. e-mail: malvamh@yahoo.com

1. Introdução

As interações interespecíficas entre os membros de uma comunidade são de grande interesse em Ecologia, considerando os papéis dos fatores reguladores no passado evolutivo que se refletem na atual estrutura das comunidades. Uma comunidade pode ser descrita partindo do estudo de características dos organismos que ocupam o mesmo espaço em um determinado período de tempo (STRONG *et alli*, 1984; MARGALEF, 1989; RICKLEFS & SCHLUTER, 1993). Variações no número de espécies e na abundância relativa das espécies podem ser descritas através de índices de riqueza e de diversidade, que são utilizados principalmente para comparação de comunidades.

A diminuição da heterogeneidade do habitat é um dos fatores que pode levar à alteração da composição das comunidades, refletida nos seus índices de riqueza ou de diversidade. Em florestas degradadas os níveis de recursos oferecidos diminuem drasticamente, transformando alguns recursos em fatores limitantes na dinâmica populacional de muitas espécies, podendo levar algumas espécies à extinção (PECK & FORYTH, 1982; HALFFTER *et al*., 1992).

Como a avaliação da diversidade dos diferentes organismos das comunidades apresenta dificuldades práticas, para avaliar o estado de conservação de um dado ecossistema pode ser utilizada uma estratégia que envolve o monitoramento de informações sobre determinados grupos de organismos, os quais são utilizados como indicadores de toda a comunidade. As espécies ou conjunto de espécies utilizados no monitoramento ambiental são chamados de "bioindicadores" e são úteis no estudo dos efeitos do desmatamento e na avaliação das mudanças que todo o ecossistema pode sofrer a partir de uma modificação ambiental (ROSENBERG *et al*., 1986; PEARSON, 1992; HALFFTER & FAVILA, 1993).

Os grupos de organismos escolhidos para realizar trabalhos de monitoramento precisam ter certas características em comum, como ser abundantes, facilmente observáveis em diversas épocas do ano, bem dispersos e comparáveis entre sítios, além de sensíveis a fatores físicos e biológicos, reagindo à degradação do seu habitat (PEARSON, 1994; BROWN, 1997). As comunidades de besouros escarabeídeos são muito sensíveis à alteração de habitat, apresentando distintos padrões de organização quando estudadas em fragmentos de florestas tropicais ou em áreas deterioradas pela ação humana (HOWDEN & NEALIS, 1975; KLEIN, 1989; JANZEN, 1983; HALFFTER *et al*., 1992; DIDHAM *et alli*, 1998; LOBO & MARTÍN-PIERA, 1999). Por isso eles vêm sendo utilizados com sucesso como indicadores de mudanças ambientais a partir da análise das comunidades residentes (HALFFTER *et al*., 1992; HALFFTER & FAVILA, 1993).

A maioria das espécies da família Scarabaeidae utiliza material orgânico em decomposição na alimentação tanto de larvas como de adultos, podendo ser saprófagas, alimentando-se de material vegetal em decomposição, coprófagas, alimentando-se de fezes, ou necrófagas, alimentando-se de carcaças (HALFFTER & MATTHEWS, 1966). Esta participação predominante na reciclagem de material em decomposição faz deste grupo um elemento de grande importância dentro do ecossistema (HALFFTER & FAVILA, 1993).

A Floresta Atlântica é um bioma que apresenta altos índices de diversidade e alto endemismo de espécies, mas, ao mesmo tempo, encontra-se entre as florestas tropicais mais ameaçadas, tendo sido fortemente degradada pela ação antrópica, devido principalmente

à extração de madeira e ao crescimento demográfico; calcula-se que menos de 10% da cobertura original mantêm-se em remanescentes (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 1999).

O objetivo do trabalho foi comparar a riqueza de espécies de Scarabaeidae em duas áreas remanescentes de Floresta Atlântica no Estado da Paraíba, caracterizando também as espécies em relação à sua abundância relativa.

2. Métodos

As coletas dos insetos foram realizadas paralelamente em duas áreas da Reserva Biológicas Guaribas, situada no litoral norte do Estado da Paraíba, em áreas de floresta estacional semidecidual com cobertura arbórea de altura média de 25 m: na denominada "área II" de 3.378 ha onde fica a Sede da Reserva (6°41'S; 35°10'W) e na "área III" de 327 ha, próxima à cidade de Rio Tinto (6°46'S; 35°04'W). O clima na região é quente e úmido, com estação seca no verão e chuvosa no outono-inverno. A precipitação varia entre 1750 e 2000 mm anuais e as temperaturas médias anuais variam de 24º a 26º C (NIMER, 1979).

Os insetos foram capturados por meio de armadilhas tipo "pitfall" com iscas de atração durante os meses de março e agosto de 2002. Foram distribuídas 10 armadilhas em cada área, montadas aos pares e separadas entre si por 25 m, a primeira iscada com fezes e a segunda com carne de porco em estado de decomposição. Esta amostragem foi feita em cinco réplicas distanciadas 250 m uma da outra. As armadilhas foram iscadas no mesmo dia cada mês numa seqüência determinada e após 24 h de exposição os insetos capturados foram retirados, classificados e depositados na Coleção Entomológica do DSE da UFPB.

A organização dos dados foi feita no programa "Statistica for Windows" v. 4 (STATSOFT, 1998), assim como as análises estatísticas (teste *t* de Student para amostras dependentes). Os cálculos das medidas ecológicas de Riqueza de espécies e Índices de Diversidade foram realizados no programa Ecological Methodology v. 5.2 (KREBS, 2000).

3. Resultados

Durante as coletas realizadas no mês de março e de agosto nas duas áreas da Reserva Biológica de Guaribas, foram capturados 3681 indivíduos da família Scarabaeidae, sendo 1603 indivíduos da área II e 2078 indivíduos da área III. A média do número de indivíduos coletados por par de armadilhas (uma iscada com fezes e outra com carne) cada mês não foi significativamente diferente nas duas áreas: 160 ± 47,5 indivíduos na Sede e 208 ± 90,7 indivíduos em Rio Tinto [*t* pareado = 1,43; g.l.=9; p=0,19].

Os escarabeídeos de ambas áreas foram classificados em 16 espécies pertencentes a 10 gêneros, com 10 espécies identificadas e 6 classificadas por morfoespécie. Da Subfamília Coprinae foram coletadas as espécies *Ateuchus* Weber, 1801 sp.1, *Canthidium* Erichson, 1847 sp.1 e sp.2, *Canthidium manni* Arrow, 1913, *Dichotomius bicuspis* (Germar, 1824), *Dichotomius semisquamosus* (Curtis,1845), *Dichotomius sericeus* (Harold, 1867), *Ontherus azteca* Harold, 1869 e *Uroxys* Westwood, 1842 sp. 1. Da subfamília Eurysterninae foi coletada unicamente a espécie *Eurysternus hirtellus* Dalman, 1824. Da subfamília Onitinae foram coletadas *Coprophanaeus ensifer* (Germar, 1824) e *Coprophanaeus jasius* (Olivier, 1789). Da subfamília Onthophaginae foi coletada somente *Onthophagus* Latreille, 1802 sp. 1 e, finalmente, da subfamília Scarabaeinae foram coletadas as espécies *Canthon nigripenne* Lansberge, 1874, *Canthon staigi* Pereira, 1953 e *Deltochilum* Eschscholtz, 1822 sp.1.

O número de espécies coletadas na área II (Sede) foi 16, sendo a espécie *Canthidium* sp.1 extremamente abundante, atingindo 82% do total de indivíduos; espécies menos abundantes foram *Canthon nigripenne* (3,4%), *Dichotomius sericeus* (3,2%), *Canthon staigi* (3,2%), *Eurysternus hirtellus* (2,5%), *Canthidium* sp.2 (1,4%), *Canthidium manni* (1,4%) e *Ateuchus* sp.1 (1,1%),. As espécies raras foram *Dichotomius semisquamosus* (0,5%), *Deltochilum* sp.2 (0,5%), *Coprophanaeus ensifer* (0,3%), *Uroxys* sp.1 (0,3%), *Ontherus azteca* (0,2%), *Onthophagus* sp.1, *Dichotomius bicuspis* e *Coprophanaeus jasius*, com 0,1% cada.

O número de espécies coletadas em Rio Tinto foi menor, 11 espécies, estando todas elas incluídas na lista de espécies da Sede. As mais abundantes foram *Canthidium* sp.1 com 54% dos indivíduos e *Dichotomius sericeus* com 32%; já *Canthon staigi* teve uma abundância média (8%) e *Ateuchus* sp.1 (1,7%), *Canthon nigripenne* (1,4%), *Canthidium manni* (1,3%) e *Canthidium* sp.2 (0,8%) foram pouco abundantes. As espécies raras nesta área, com menos de 0,1% de abundância relativa, foram *Uroxys* sp.1, *Coprophanaeus ensifer*, *Dichotomius semisquamosus* e *Ontherus azteca*.

O índice de diversidade de Shannon-Weiner (H') é freqüentemente utilizado para medir a diversidade de espécies, conjungando os valores do número de indivíduos e do número de espécies. Devido à distribuição de abundância das espécies ter sido em geral de baixa equitabilidade em ambas áreas, os índices se diversidade também foram baixos: no mês de março na área II (Sede) a diversidade foi de 1,24 bits/indivíduo, levemente superior que na área III, onde atingiu 1,04 bits/indivíduo. Já no mês de agosto, a diversidade da área II (Sede) foi de 1,22 bits/indivíduo, ou seja, nesta oportunidade menor que na área III, com 1,78 bits/indivíduo.

Para comparar as áreas de forma mais precisa, foi calculado um estimador da riqueza de espécies através do método "Jackknife", sendo a riqueza da área II (Sede) de 17,8 ± 1,20 espécies e da área III (Rio Tinto) de 11,9 ± 0,90 espécies. Para testar se existe diferença significativa entre estes valores, foi construído um intervalo de confiança de 95% para o estimador de cada área, sendo que na área da Sede ele foi de 15,1 a 20,5 espécies e na área de Rio Tinto foi de 9,9 a 13,9 espécies. Como estes intervalos não tem sobreposição entre eles, é possível concluir que a área II (Sede) tem significativamente maior riqueza de espécies que a área III (Rio Tinto).

4. Conclusão

O estudo de duas comunidades de besouros escarabeídeos coletados em áreas de remanescentes de Mata Altlântica na Reserva Biológica Guaribas-PB, permitiu observar que a área de menor tamanho (10% da outra área) apresentou uma riqueza de espécies significativamente menor, podendo inferir que houve uma diminuição da riqueza de espécies relacionada ao tamanho do fragmento. Com estes resultados também é possível confirmar o poder de predição que os besouros escarabeídeos têm ao serem utilizados como bioindicadores.

5. Bibliografia

BROWN, Jr, K.S. 1997. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forest: insects as indicators for conservation monitoring. Journal of Insect Conservation, 1: 25-42.

DIDHAM, R.K., P.M. HAMMOND, J.H. LAWTON, P. EGGLETON & N.E. STORK. 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. Ecological Monographs, 68: 295-323.

HALFFTER, G. & E.G. MATTHEWS. 1966. The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae). Folia Entomológica Mexicana, 12/14: 1-312.

HALFFTER, G. & M.E. FAVILA. 1993. The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera) an animal group for analysing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rain forest and modified lanscapes. Biology International, 27: 15-21.

HALFFTER, G., M.E. FAVILA & V. HALFFTER. 1992. A comparative study of the structure of the scarab guild in mexican tropical rain forest and derived ecosystems. Folia Entomológica Mexicana, 84: 131-156.

HOWDEN, H.F. & V.G. NEALIS. 1975. Effects of clearing in a tropical rain forest on the composition of coprophagous scarab beetle fauna (Coleoptera). Biotropica, 7: 77-83.

JANZEN, D.H. 1983. Seasonal change in abundance of large nocturnal dung beetles (Scarabaeidae) in Costa Rican deciduous forest and adjacent horse pasture. Oikos, 41: 274-283.

KLEIN, B.C. 1989. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. Ecology, 70: 1715-1725.
KREBS, C.J. 2000. Programs for Ecological Methodoly, 2nd ed. Dept. of Zoology, University of British Columbia, Vancouver, B.C. Canada.
LOBO, J.M. & F. MARTÍN-PIERA. 1999. Between-group differences in the Iberian dung beetle species-area relationship (Coleoptera: Scarabaeidae). Acta Oecologica, 20: 587-597.
MARGALEF, R. 1989. Ecología. Ed. Omega, S.A., Barcelona. 6ª reimpresión. 951 pp.
MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 1999. Diretrizes para a política de conservação e desenvolvimento sustentável da mata Atlântica. Caderno nº 13. Brasília, DF, Brasil.
NIMER, E. 1979. Climatologia do Brasil – IBGE. 421 pp.
PEARSON, D.L. 1992. Tiger beetles as indicators for biodiversity patterns in Amazonia. National Geographic Society of Research & Exploration, 8: 116-117.
_____. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. Philosophical Transactions of the Royal Society of London, 345: 75-79.
PECK, S.B. & A. FORSYTH. 1982. Composition, structure and competitive behaviour in a guild of equatorian rain forest dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae). Canadian Journal of Zoology, 60: 1624-1634.
RICKLEFS, R.E. & D. SCHLUTER. 1993. Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives. The University of Chicago Press, Chicago. 416 pp.
ROSENBERG, D.M., H.V. DANKS & D.M. LEHMKUHL. 1986. Importance of insects in environmental impact assessment. Environmental Management, 10: 773-783.
STATSOFT, INC. 1998. STATISTICA for Windows. Tulsa, OK.
STRONG, D.R., D. SIMBERLOFF, L.G. ABELE & A.B. THISTEL, eds. 1984. Ecological Communities: Conceptual issues and the evidence. Princeton University Press, Princeton, N.J.
(Agradeço ao CNPq pela Bolsa de Desenvolvimento Científico Regional, proc. 301303/01-0, ao Departamento de Sistemática e Ecologia da Universidade Federal da Paraíba, em especial ao Prof. Dr. Antonio José Creão Duarte, ao IBAMA por permitir o estudo na Reserva Biológica Guaribas e ao taxonomista Fernando Vaz-de-Mello pela identificação das espécies)

As formigas cortadeiras (*Atta laevigata*) apresentam maiores taxas de herbivoria em áreas fragmentadas?

Manoel Vieira de Araújo Júnior[1], Marième Jutras[2], Pille Urbas[3], Rainer Wirth[3] & Inara R. Leal[1]
[1]Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco 50670-901 Recife, PE, Brasil. E-mail: maviaraujo@yahoo.com.br
[2]Faculté de Sciences, Département de Biologie, Université de Sherbrooke 2500, boul. Université Sherbrooke (Québec), J1K 2R1, Canadá
[3]Abteilung Allgemeine Botanik, Universität Kaiserslautern, Postfach 3049, 67653 Kaiserslautern, Alemanha.

1. Introdução

As formigas cortadeiras (Formicidae, Myrmicinae, Attini) são organismos exclusivamente neotropicais, tendo o seu centro de diversidade no Brasil (Leal 1998, 2000). Devido aos seus múltiplos efeitos nos ecossistemas são consideradas espécies fundamentais (Perfecto & Van Der Meer, 1993). As formigas do gênero *Atta* são os mais importantes herbívoros do neotrópico, removendo entre 12 e 17% da produção vegetal em um ecossistema florestal (Cherret, 1989). Essa remoção merece atenção especial, pois afeta o ecossistema como um todo, alterando o regime de emissão de luz, modificando aspectos importantes para a estrutura florestal como temperatura e umidade (Wirth *et al*., 2003).

A fragmentação em florestas tropicais tem se intensificado nos últimos anos e as conseqüências primárias são a redução dos habitats e as modificações físicas e biológicas dos remanescentes, conhecidas como efeitos de borda (Sauders, 1991). As mudanças devido a esse efeito alteram a composição das espécies e a estrutura da floresta, permitindo o estabelecimento de espécies pioneiras nos fragmentos e nas áreas de borda de floresta (Laurance *et al*., 1998). Segundo Farji-Brener (2001), formigas cortadeiras coletam preferencialmente espécies pioneiras. Como em áreas fragmentadas e em bordas de florestas ocorre um maior número de espécies de plantas pioneiras, nesse estudo nós testamos a hipótese que as colônias de *Atta laevigata* apresentam taxas de herbivoria mais elevadas nesses habitats do que em florestas contínuas, onde há uma predominância de espécies tardias e clímax.

2. Métodos

O trabalho foi desenvolvido em um remanescente de Floresta Atlântica pertencente à Usina Serra Grande, município de Ibateguara, estado de Alagoas. A temperatura da região varia de 16 a 40°C, a precipitação anual é em torno de 1700mm e a cobertura vegetal é do tipo ombrófila aberta baixo-montana. A área possui aproximadamente 9000 ha distribuídos em vários fragmentos de diferentes tamanhos. Para testar diferenças nas taxas de herbivoria devido ao efeito de borda, foram marcadas cinco colônias na borda e quatro no núcleo do fragmento Coimbra (3.500 ha), considerado como área controle. Já para verificar diferenças nas taxas de herbivoria devido ao efeito da redução e isolamento de habitat, outras cinco colônias foram marcadas em Aquidabã, um fragmento com cerca de 10% da área controle (350 ha).

O consumo de vegetação das colônias foi estimado através do uso de uma regressão entre a taxa de consumo diária máxima (número de fragmentos coletados em cinco minutos no pico de atividade da colônia) e o total diário (número de fragmentos coletados ao longo do dia) (Wirth *et al*., 1997). Essa regressão foi obtida através do monitoramento de oito colônias durante períodos de 24 horas. A partir da regressão (y = 641.15x-6655), foi contado o número de fragmentos coletados pelas formigas em cada olheiro ativo durante cinco minutos e estimado o número de fragmentos coletados durante o dia, sendo o total diário multiplicado por 60 para obter o total do bimestre. Para investigar o efeito do habitat no consumo de vegetação e na taxa de herbivoria, este método foi performado para as 14 colônias de *Atta laevigata* selecionadas.

Para transformar o número de fragmentos em uma área foliar removida pelas colônias selecionadas, foi necessário obter o tamanho médio de 300 fragmentos coletados durante a atividade de forrageamento das formigas. A partir disso, foi possível estimar a quantidade de vegetação removida (em m^2) em cada uma das 14 colônias. Como a área foliar removida não necessariamente reflete a taxa de herbivoria em um dado habitat, uma vez que não fornece uma proporção de vegetação disponível, foi calculado o índice de área foliar (LAI = *leaf area index*) como uma medida da quantidade de folhas da vegetação. O índice de área foliar foi estimado com o uso de fotografias hemisféricas obtidas em um *grid* de 1,0 ha (20 fotos) na área de forrageamento de cada colônia. Além disso, foi estimada a área de forrageamento das colônias através do acompanhamento das formigas ao longo das trilhas de forrageamento. O comprimento das trilhas e suas bifurcações foi transformado em área com auxílio do programa Arcview GIS 3.2a (ESRI. 1998). Os valores do índice de área foliar foram multiplicados pela área de forrageamento das formigas obtendo-se a quantidade de vegetação disponível. A taxa de herbivoria foi o resultado da divisão entre o total consumido pelas colônias e o total disponível na vegetação. As taxas de herbivoria das colônias da área controle (interior e borda) e do fragmento foram analisados através de uma análise de variância seguida do teste de Tukey *a posteriori*. A normalidade dos dados foi testada com Kolmogorov-Smirnov (Lilliefors) (Zar, 1996).

3. Resultados e Discussão

O número de fragmentos coletados durante os cinco minutos de monitoramento foi extremamente variável entre as diferentes colônias. O menor valor observado, 305 fragmentos, foi obtido para uma colônia localizada no interior da área controle. Por outro lado, o maior valor, 1843, foi constatado em uma colônia do fragmento. Apesar destes números estarem de acordo com a idéia proposta, os valores médios não foram diferentes entre os três habitats ($F = 2,107$; $p = 0,168$). Da mesma forma, não houve diferença no tamanho dos fragmentos coletados pelas colônias dos três habitats ($F = 1,140$, $p = 0,355$).

Como a quantidade de vegetação removida não reflete o quanto há disponível para as colônias, foram calculados dois parâmetros para estimar essa variável: (1) o índice de área foliar e (2) a área de forrageamento. O índice de área foliar foi diferente entre os três habitats ($F = 15,147$, $p = 0,001$). O ambiente de borda da área controle apresentou menor quantidade de vegetação disponível, seguido do fragmento e do interior da área controle. As diferenças foram significativas para borda e núcleo da área controle ($p = 0,001$), borda e fragmento ($p = 0,021$) e marginalmente significativa para interior e fragmento ($p = 0,07$). Esses dados estão de acordo com os resultados de Oliveira (2003), que, estudando a flora e a estrutura da vegetação de Serra Grande, verificou que em borda de floresta há uma perda do estrato emergente, além de diminuição da riqueza, altura média e diâmetro médio das árvores do dossel.

Quanto à área de forrageamento, não houve diferença significativa entre as colônias localizadas nos três habitats ($F = 2,677$, $p = 0,113$). Esse padrão foi obtido analisando apenas o mês de maio, quando foram coletados os demais parâmetros. No entanto, quando analisamos as áreas de forrageamento durante todo um ano, essa variável passa a ser significativa, sendo maior no interior da área controle ($F = 6,220$; $P < 0,003$), sem diferenças entre a borda e fragmento.

Por fim, a taxa de herbivoria das colônias localizadas no interior da área controle foi significativamente menor que a das colônias encontradas na borda da área controle e no fragmento ($F = 4,9648$, $p < 0,05$), estando de acordo com a hipótese apresentada inicialmente. As taxas de herbivoria referentes às colônias da borda da área controle e do fragmento não foram significativamente diferentes ($p = 0,4735$). Isso pode ser devido ao fato destes ambientes possuírem maior abundância de plantas pioneiras.

Esses resultados indicam que, apesar das formigas coletarem quantidade semelhantes de vegetação nos três ambientes, a menor disponibilidade de vegetação na borda faz com que a proporção retirada pelas formigas seja maior. Assim, sugerimos que a atividade das formigas cortadeiras faz com que mais luz chegue ao chão da floresta em áreas de borda, freiando o processo de sucessão ecológica.

4. Conclusão

Os resultados aqui apresentados indicam que a proporção de vegetação retirada pelas formigas é maior em áreas de borda que em interior e fragmento, corroborando a hipótese levantada. Esses resultados são muito relevantes pois, associados à maior densidade de formigas cortadeiras nas bordas de floresta (Urbas *et al*., 2003), mostram esse ambiente como mais suscetíveis a ação das formigas, estando sempre em estágios iniciais de sucessão.

5. Bibliografia

Cherrett, J.M. 1989. Leaf-cutting ants. In: H Lieth, Werger MJA (eds.) Ecosystems of the world. Elsevier, Amsterdam-Oxford-New York , p: 473-486.

ESRI. 1998. Arcview GIS 3.2a. ESRI, U.S.A.

Farji-Brener, A.G. 2001. Why are Leaf-cutting ants more commom in early secondary forest than in old-growth tropical forests? An evaluation of the palatable forage hypothesis. Oikos 92: 169-177.

Laurance, W.F.; Ferreira, L.V.; Rankin-de-Morena, J.M.; Laurance, S.G.; Hutchings, R. & Lovejoy, T. 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazone tree communities. Conservation Biology 12: 460-464.

Leal, I.R. & Oliveira, P.S. 1998. Interactions between fungus growing ants (Attini), fruits and seeds in cerrado vegetation in Southeast Brazil. Biotropica 30: 170-178.

Leal, I.R. & Oliveira, P.S. 2000. Foraging ecology of attine ants in a Neotropical savanna: seasonal use of fungal substrate in the cerrado vegetation of Brazil. Insectes Sociaux 47: 376-382.

Oliveira, M.A. 2003. Efeito da fragmentação de habitat sobre as árvores em trecho de floresta Atlântica nordestino. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Perfecto, I. & Van der Meer, J. 1993. Distribution and turnover rate of a population of *Atta cephalotes* in a tropical rain forest in Costa Rica. Biotropica 25: 316-321.

Saunders, D.A.; Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology 5: 18-32.

Urbas, P. Almeida, W.R., Barbosa, V., Falcão, P.F., Knoechelmann, C.M., Silveira, U.A., Araújo-Jr., M.V., Leal, I.R. & Wirth, R. 2003. Increase in leaf-cutting ant density through forest fragmentation: a result of altered trophic structure? Annual meeting of Tropical Ecology Society, Rostock, Germany.

Wirth, R.; Beyschlag, W.; Ryel, R.J. & Holldobler, B. 1997. Annual foraging of the leaf-cutting ant *Atta colombica* in a semideciduous rain forest in panama. Journal of Tropical Ecology 13: 741-757.

Wirth, R.; Beyschlag, W.; Herz, H.; Ryel, R.J. & Hölldobler, B. 2003. The herbivory of leaf-cutting ants. A case study on *Atta colombica* in the tropical rainforest of Panama: Ecological Studies 69. Springer Verlag Berlin.

Zar, J.H. 1996. Biostatistical analysis. Prentice Hall, Inc., New Jersey.

(Capes/DFG processo no. 0007/01, Profix_CNPq processo no: 540322/01-6)

The influence of size on dry mass allocation to "attractiVE" *versus* "reproductive" functions OF THE INFLORESCENCES of *t. stricta* (Bromeliaceae)

MANTOVANI, A[1] & IGLESIAS, R.[2]

1) Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro

1) email para correspondência (andré@jbrj.gov.br)

2) Universidade Federal do Rio de Janeiro

1. Introduction

The amount of resource invested in reproduction is closely correlated to plant size and biomass, i.e. bigger/heavier plants invest more to flowering than smaller plants (Aarseen & Taylor 1992, Mantovani & Rios 2001). However the increase in reproductive investment is not always proportional to the increase in vegetative growth. The proportion of plant resources allocated to reproduction (usually known as reproductive allocation (RA)), can increase, decrease or be maintained along different plant sizes (Bazzaz *et al.* 1987). The variation in RA along plant sizes is of great ecological importance (Soule & Werner 1981), as the functions of defense, growth and storage compete with reproduction for resources (Bazzaz *et al.* 1987). Although comprising thousand of species (Benzing 1990), epiphytes are poorly studied in relation to RA. In relation to size dependence, only Zotz (2000) evaluated the variation of RA of an epiphytic orchid, *Dimerandra emarginata* (G. Meyer) Hoehne, along distinct sizes. We describe the variation in the RA of *Tillandsia stricta* along several ramet sizes (Mantovani & Iglesias, in press). Using inflorescences instead of fruits, our goal is not only evaluate the RA of the whole inflorescence but also quantify the participation of ancillary structures, meanly for attraction, in the final RA of this plant species.

2. Material & Methods

T. stricta is a clonal bromeliad, presenting interconected ramets (Benzing 1990). Each ramet flowers just one time, producing monoic flowers. In June of 2001 thirty flowering genets of *T. stricta*, presenting just one ramet with a mature inflorescence, where

collected for the study. Ramet dry mass varies from 0.1 to 2.7g. The plants were removed from the host and brought to the laboratory on plastic bags. On the laboratory, each ramet were separated from its respective genet and gently defoliated leaf by leaf. The rhizome and inflorescence scape, remained contiguous after defoliation, and were separated with a razor blade. The inflorescence parts, i.e., scape, bracts and flowers were then separated by hand and stored on glass containers. Leaves and inflorescence parts were dried until constant weight on 50º C, after what they were weighed on a 0.001g precision balance. The vegetative dry mass of each ramet were considered as the sum of rhizome plus leaves dry mass. The investment in reproduction was shared in two morphological components, "attraction" and "flowering". The investment in attraction was determined as the dry mass of the structures necessarily to attract pollinators, i.e. bracts and scape. Flowering structures were considered here as the conjunct of sepals, petals, male and female parts. Petals were not considered as "attraction" because floral bracts are big enough to hide great part of the flower. Reproductive allocation were determined for the whole inflorescence (RAI), and separately for "attraction" (RAA) and "flowering" (RAF). Quantification of RAI, RAF and RAA followed the RE1 model (*sensu* Bazzaz 1996). The influence of plant size in the RA of *T. stricta* were evaluated in regression analysis considering the plant size as the independent variable. The regression curves were compared under linear and polynomial models in order to detect stabilization of investments in reproductive structures at greater plant sizes (Aarseen & Taylor 1992). In order to compare angular coefficients from regression lines, a t-test was applied, following Zar (1996). When paired comparisons were made, a t-test and the Mann-Whitney test were applied for parametric or non parametric distributions, respectively (Zar 1996).

3. Results

Reproductive investment (attraction+flowering) increased along the increase in vegetative dry mas ($r=0.902$; $p<0.0001$). However, the reproductive investment is different for each "attraction" and "flowering" functions. Although "attraction" significantly increases along ramet sizes ($p<0.0001$; $r=0.901$), as "flowering" ($r=0.868$; $p<0.0001$), the rate of increase is distinct, indicated by the angular coefficients. The angular coefficient for "attraction" ($b=0.098$) is significantly different ($P<0.001$) from the coefficient for "flowering" ($b=0.038$). In other words, there is a greater investment in "attraction" than on "flowering" along the increase in vegetative dry mass. Although the amount of dry mass invested in reproduction increased with vegetative dry mass of the ramet, both investments were not proportional. Along the sizes of studied plants, the inflorescence dry mass varied 11 times (0,037 to 0,423g) while vegetative dry mass varied 25 times (0,108 to 2,721). As a consequence, the RA, calculated on a vegetative dry mass basis, decreased significantly along plant sizes ($R^2=0,54$; $P<0,0005$). For the smaller plants (»0,2g) the RA of dry mass calculated for the whole inflorescence (RAI) reached 30-40%, decreasing to 12% in bigger plants (»2,4g). Depicting the allocation in the reproductive functions of attraction (RAA) and flowering (RAF) revealed the same decreasing patterns with plant size. While attraction dry mass varied 13 times (0,023 to 0,306g) and flowering varied 9 times (0,011 to 0,119g), both rates were much smaller than the increase of 24 times in the leaf dry mass. In a vegetative dry mass basis, the RAA decreased significantly from 30 % in smaller to 9% in bigger plants ($R^2=0,51$; $P<0,0009$), while RAF decreased from 10 to 3% respectively ($R^2=0,44$; $P<0,0004$). The analysis of regression between plant size and RAI, RAA and RAI fitted significantly in polynomial models, revealing stabilization at bigger plant sizes. In other words, the regressions between vegetative dry mass *versus* RAI ($B= 5.13$; $P=0.009$); RAA ($B= 3.25$; $P=0,019$) and RAF ($B=1.88$; $P=0.013$) presented stabilization at bigger plant sizes.

4. Discussion

The few studies that analyzed RA patterns for the epiphytes, did it only with plants of similar sizes (Benzing 1990). For epiphytes, only Zotz (2000) evaluated the influence of plant size on RA for the orchid *Dimerandra emarginata* (G. Meyer) Hoehne. For this epiphyte there was no increase in RA along crescent individual plant sizes, indicating that the investment in reproduction was proportional to the investment in vegetative growth. At the best of our knowledge, no information about RA patterns along distinct plant sizes are available for epiphytic bromeliads. Our results show a decreasing pattern of reproductive allocation to *T. stricta* along increasing plant sizes.

The amount of resources invested to reproduction is influenced by biotic (e.g.; competition, sex, galls, life history and seral stages) and abiotic factors (e.g.; water and nutrient availability, altitude, temperature and photoperiod) (Evenson 1983). As the investments of biomass and nutrients to reproduction are usually higher than to vegetative growth, plants can modulate the investments to different functions, improving fitness (Bazzaz *et al.* 1987). The epiphytic species *T. stricta* increased or decreased investments in reproduction depending on the ramet size. This result shows that *T. stricta* can modulate resource allocation to inflorescence, not only at the whole inflorescence level, but also at the functional level of attraction and flowering.

5. Conclusions

The epiphytic environment is very heterogeneous (Benzing 1990, Mantovani 1999b). In general there is a tendency for an increasing oligotrophy, exposure and drought from the forest floor to the canopy environment (Freiberg 1997; Mantovani 1999a, 2001). However richer and ameliorated sites, created by the deposition of organic matter, improved by the presence of ants or termites, can also occur in tree crowns (Feiberg, 1987, Mantovani 1997). Intraspecific variations in reproductive allocation represent an important adaptation for survival along heterogeneous habitats (Evenson 1983). The bromeliad species *T. stricta* balances investments among reproduction and growth, increasing its survival and fitness along heterogeneous habitats. This plasticity of resource allocation can help to explain the success of *T. stricta* on the tree canopies.

6. References

Aarseen, L.W. & Taylor, D. R. 1992. Fecundity allocation in herbaceous plants. *Oikos* 65: 225-232.

Bazzaz, F. A. 1996. *Plants in changigng environments*. Cambridge University Press. Cambridge. 319pp

Bazzaz, F.A.; Chiariello, N.R.; Coley, P.D. & Pitelka, L.F. 1987. Allocating resources to reproduction and defense. *BioScience* 37: 58-67.

Benzing, D.H. 1990. *Vascular epiphytes: General Biology and related biota*. New York, Cambridge University Press, 353p

Evenson, W. E. 1983. Experimental studies of reproductive energy allocation in plants. In C.E. Jones, and R.J. Little (eds). *Handbook of experimental pollination biology*. Scientific and Academic Editions, New York, pp 249-274.

Freiberg, M. 1997. Spatial and temporal pattern of temperature and humidity of a tropical premonatane Rain Forest tree in Costa Rica. *Selbyana* 18(1): 77-84

Mantovani 1997. Considerações iniciais sobre a conquista do hábito epifítico na família Araceae. Tese de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 216 pp.

Mantovani, A. 1999a. Leaf morpho-physiology and distribution of epiphytic aroids along a vertical gradient in a Brazilian Rain Forest. *Selbyana* 20(2): 241-249.

Mantovani, A. 1999b. A method to improve leaf succulence quantification. *Brazilian Archives Biology and Tecnology* 42(1): 9-14.

Mantovani, A. 2001. Leaf orientation in hemiepiphytic and holoepiphytic aroids: significance to the leaf water and temperature balance. *Leandra* 15: 91-103.

Mantovani, A. & Iglesias, R.R. 2001. Bromélias terrestres na restinga de Barra de Marica, rio de Janeiro: influência sobre o

microclima, o solo e a estocagem de nutrientes em ambientes de borda de moitas. *Lenadra* 16: 17-37.
MANTOVANI, A. & IGLESIAS, R.R. The influence of size on dry mass allocation to "attractive" versus "flowering" functions of the inflorescences of *Tillandsia stricta* Soland (Bromeliaceae). In press.
ZAR, J.H. 1996 *Biostatistical Analysis.* 3rd. edition. Prentice Hall, New Jersey
Zotz, G. 2000. Size dependence in the reproductive allocation of Dimerandra emarginata, an epiphytic orchid. Ecotropica 6: 95-98.

Padrão Diário de Atividade de *Tigriagrion aurantinigrum* (Odonata: Coenagrionidae)

Marcos Vinícius Carneiro Vital [a] *& Paulo De Marco Júnior* [b]
[a] *Mestrando em Biologia, Universidade Federal de Goiás (mvcvital@hotmail.com)* [b] *Laboratório de Ecologia Quantitativa, Universidade Federal de Viçosa*

1. Introdução

Insetos adultos da ordem Odonata normalmente vivem associados a sistemas lóticos ou lênticos. Os machos comumente passam a maior parte do dia defendendo um território nestes sistemas hídricos, enquanto as fêmeas normalmente se encontram forrageando na vegetação próxima, indo aos corpos d'água apenas para copular e ovipor (CORBET 1999). Dentre as espécies de odonata que não possuem mecanismos que regulam a temperatura corporal, podemos distinguir dois grupos classificados de acordo com a capacidade termorregulatória: os "heliotérmicos" e os "conformadores" (MAY 1991; DE MARCO, JR. & RESENDE 2002). Nestas espécies, o tamanho corporal deve desempenhar um papel crucial na capacidade de termorregulação: indivíduos de pequeno tamanho corporal (que possuem uma alta relação superfície-volume) devem ser extremamente dependentes da temperatura do ar, já que tenderiam a trocar calor com o meio com muita facilidade – e por isso classificados como "conformadores". Indivíduos maiores, por outro lado, não devem trocar calor tão intensamente com o ambiente, e seriam dependentes da irradiação solar para o aquecimento – daí o nome de heliotérmicos.

Tigriagrion aurantinigrum é um gênero monotípico e sem dimorfismo sexual da família Coenagrionidae (Odonata: Zygoptera), que ocorre em alguns riachos de ambientes neotropicais, mas cuja distribuição e biologia são praticamente desconhecidos (COSTA & SANTOS 2001). *T. aurantinigrum*, devido a seu pequeno tamanho corporal, poderia ser classificada como uma espécie conformadora.

Este trabalho visa descrever e comparar o padrão diário de atividade de *T. arantinigrum* em três diferentes pontos de um riacho da região de Viçosa (Minas Gerais), tentando determinar os principais fatores afetando sua atividade.

2. Métodos

Nós realizamos este trabalho no ribeirão São Bartolomeu, em três diferentes áreas de seu curso (pontos 1, 2 e 3), todas pertencentes ao bairro Romão dos Reis, na cidade de Viçosa, MG. O clima da região é do tipo sub-tropical moderado úmido, com déficit hídrico no período de Maio a Setembro e excedente de Dezembro a Março. Dados climatológicos indicam precipitação média anual de 1450 mm, umidade relativa do ar em torno de 80% e temperatura média anual variando de 26,1ºC para a máxima e 14,0ºC para a mínima.

Para estimar a abundância de *T. aurantinigrum* nas diferentes horas do dia, nós utilizamos estimativas de abundância por um método de varredura com áreas fixas. Cada área do ribeirão foi dividida em segmentos lineares de 2m: 50 segmentos nos pontos 1 e 2, e 49 no ponto 3. Em intervalos de 30 minutos das 08:00 às 17:30 em três dias da estação seca e três dias da chuvosa (simultâneos nos pontos 1 e 2; o ponto 3 só foi amostrado na estação chuvosa), realizamos uma varredura percorrendo todos os segmentos e contanto quantos indivíduos de *T. aurantinigrum* estavam em cada um deles.

3. Resultados

Durante o verão, a abundância de *T. aurantinigrum* foi muito maior no ponto 2 do que nos outros. Entretanto, no ponto 1 o horário de atividade foi mais amplo, se estendendo algumas horas a mais do que no ponto 2. Durante o inverno, as densidades populacionais diminuíram bastante em ambos os pontos, ficando ligeiramente maiores no ponto 2.

Como já era previsto, *T. aurantinigrum* parece se comportar como uma típica espécie conformadora. Isto pode ser confirmado se a compararmos, por exemplo, com *Hetaerina rosea*, um zigóptero da família Calopterigidae de maior tamanho corporal e horário de atividade mais amplo (principalmente no inverno) que ocorre no mesmo local (PEIXOTO & DE MARCO, JR. 2003, no prelo).

As diferenças das densidades populacionais entre os pontos, principalmente entre os pontos 1 e 2 (que são muito próximos e foram amostrados simultaneamente) parecem indicar que fatores que variam localmente (como velocidade da correnteza e diferenças na vegetação próxima) devem ser importantes na determinação do padrão de atividade desta espécie. E, de fato, observamos uma forte relação entre a velocidade da correnteza e a densidade de *T. aurantinigrum* (regressão logística, $p<0,01$). É possível que este fator influencie a abundância das fêmeas (e a dos machos por conseqüência) já que estas aparentemente têm que submergir para ovipor em plantas. Como os indivíduos são muito pequenos, correntezas mais fortes provavelmente os arrastariam.

Parte das diferenças observadas poderiam também ser explicadas por variações na vegetação próxima de cada ponto. O ponto 2 apresenta uma maior quantidade de árvores nas suas proximidades. É possível que as árvores sejam importantes para diminuir os riscos de predação durante a noite, e os indivíduos acabem ficando mais próximos deste local simplesmente para evitar deslocamento excessivo.

4. Conclusão

Tigriagriom aurantinigrum parece depender fortemente da temperatura ambiente para a manutenção de sua atividade (sendo classificada como uma espécie conformadora). Fatores que variam localmente, como a velocidade da correnteza, parecem importantes na determinação da densidade populacional da espécie.

5. Bibliografia

Corbet P. S. 1999. Dragonflies: behavior and ecology of Odonata., 1st edition. Comstock Publ. Assoc., Ithaca, NY.
Costa, J. M., and T. C. Santos. 2001. Occurrence of *Tigriagrion aurantinigrum* (Calvert) in Paraguay and new sites in Brazil (Zygoptera : Coenagrionidae). Odonatologica 30:327-333.
De Marco, P., Jr., and D. C. Resende. 2002. Activity patterns and thermoregulation in a tropical dragonfly assemblage. Odonatologica 31:129-138.
May, M. L. 1991. Thermal adaptations of dragonflies, revisited. Advances in Odonatology 5:71-88.
Peixoto, P. E. C., and De Marco, P., Jr. (no prelo). Population Dynamics *of Hetaerina rosea* (Odonata: Calopterygidae)

Movement patterns and the ecology of an assemblage of didelphid marsupials in the Coastal Atlantic Forest

Marcus Vinícius Vieira [a]
[a] *Laboratório de Vertebrados, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro (mvvieira@biologia.ufrj.br)*

1. Introdução

The study of movement in Ecology has experienced a relatively recent growth in theory, both in the description of movement patterns, and in their linkage to spatial dynamics of populations (review in Turchin, 1998). Movement of individuals might also reveal subtle differences in habitat use, contributing to studies of habitat and resource partitioning (*e.g.* Cunha and Vieira, 2002), can be used to estimate density more accurately (Mendel and

Vieira, in press), and may contribute to understand the effects of habitat fragmentation and disturbance on species and populations (REF). In this paper I compare the diverse contributions of studies of movement patterns of didelphid marsupials in an area of the Coastal Atlantic Forest of Brazil.

2. Métodos

All studies were developed in the same area, using the spool-and-line technique to track animals and map their movements. The area is in the Coastal Forest of the Serra do Mar, a subdivision of the Atlantic Forest Biome (Dimmerstein et al., 1995), located in the mountain range of Serra dos Órgãos, in the Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNA/SO), in the municipality of Guapimirim, state of Rio de Janeiro, Brazil, locally known as Garrafão (22o28'28"S, 42o59'86"W). The forest of the region is part of one of the largest continuous stretch of Atlantic Forest remaining (SOS Mata Atlântica/INPE/ISA, 1998).

Animals are captured in bimonthly trapping sessions of five consecutive nights each, since January 1998, as part of an ongoing mark-recapture study of small mammal populations of the Laboratório de Vertebrados, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Three grids of 0.64ha were established in the area at different altitudes (748m, 652m and 522m). Each grid had 25 trapping stations 20m apart, two traps per station, one Tomahawk (41 x 14 x 14 cm) and one Sherman (30.5 x 9.8 x 8 cm) both on the ground. After identification, marking with ear-tags if necessary, and measurements taken, some animals were equipped with a spool-and-line device based on Boonstra and Craine (1986). Quilting cocoons no. 5 or no. 10 of nylon thread were used weighing about 1.7 g (175 m of thread) and 4.5 g (480 m of thread), respectively. The cocoon was covered with heat-shrinking plastic, and wrapped with masking tape to form the spool. The spool was attached to the fur between the shoulders with Superbonder, an ester-cianocrilate based glue. Any marks of cocoon or glue disappeared in animals recaptured one or two trapping sessions later. Most animals were tracked the next day after release, although some were tracked on the same day of release to locate their nest with certainty. In these cases, tracking begun at least one hour after release of the animal to avoid disturbance, and continued the next day starting from the nest.

3. Resultados e Discussão

The four most abundant marsupials have subtle differences in the vertical use of the forest that could contribute to resource partitioning, such as the use of different support diameters and inclines (Cunha and Vieira, 2002). Vertical stratification was measured by variables related to support diameter, incline, distances and heights moved above the ground. The diameter of supports used was positively related to body size, and the incline to the dominant direction of movement (horizontal vs. vertical). The more cursorial species, *Metachirus nudicaudatus*, only once moved above the ground in more 3200m of paths followed. *Didelphis aurita* moved mostly on the ground, but was the only species occasionally reaching the canopy. *Philander frenatus* also moved mostly on the ground, occasionally using the understory, but never reaching the canopy. The more arboreal species, *Marmosops incanus*, moved mostly in understory, but never in the canopy. This pattern of stratification is similar to the observed in other sites in the Atlantic forest and in the Amazon.

The previous pattern of vertical stratification confirms previous inferences based on size and shape alone that could limit climbing ability of different species (Vieira, 1997; Delciellos and Vieira, 2002). Besides, differences in shape between didelphids do exist, and suggest different degrees of adaptation for climbing (Vieira, 1997; Lemelin, 1999). Accordingly, the relative long claws and broad foot of *D. aurita* compared to *P. frenatus* could be a specialisation for climbing in *D. aurita* (Vieira, 1997), and the length of the digits relative to palm and sole breadth also suggest varying degrees of climbing specialisation in didelphids (Lemelin, 1999).

For the most abundant species, *D. aurita*, the influence of age and seasonallity of fruit production on the vertical movements and diameter of supports used also was examined (Cunha and Vieira, submitted). Individuals of all ages moved above the ground frequently, but weaning individuals moved above the ground more frequently than subadults and adults. Diameter of supports used did not differ between age classes, and movements did not differ significantly between dry and wet seasons.

The spool-and-line technique also was proposed and tested as a new method to estimate *W*, the effective sampling area of a trapping grid or transect (Mendel and Vieira, in press). It allows more accurate estimates of density and its dynamics. Movement distances based on the spool-and-line technique were compared to similar movement distances based on capture-recapture of *D. aurita*, *M. nudicaudatus*, and *P. frenatus*. Distances based on the two methods were uncorrelated, and only ln-transformed distances based on the spool-and-line were normally distributed. The maximum distance moved, *MaxD*, estimated by the spool-and-line was chosen as the more accurate and practical distance to estimate edge effect. Estimates of the effective sampling area and densities for the common opossum, *D. aurita*, were compared using *MaxD* based on spool-and-line (*MaxD*spool), capture-recapture (*MaxD*cap), and also the distance between traps (*DT*). *MaxD*spool reflected more accurately density variation between seasons.

The location of nests with the spool-and-line technique allowed access to unique information on the natural history and nest architecture of these nocturnal animals. For example, in nests of *M. nudicaudatus* a unique defense behavior by the occupants was observed for the first time (Loretto *et al.*, submitted). When females were inside with their litter, instead of running they adopted a curious strategy of defense, pressing up and down the top of the nest, making the litter surface go up and down as well, creating a pulsating movement. The area of litter surface lifted up by this movement was about three times larger than the size of the animal. At the same time, animals were making clicking and hissing sounds. The combination of clicking and hissing with the pulsating the litter surface would give the impression of a much larger animal.

4. Conclusões

Initial studies on movement patterns of didelphid marsupials revealed subtle differences between species in the vertical use of the forest, potentially important for community structure and assembly. Locomotory performance, body size and shape are likely to be associated with those differences, eventually allowing inferences of habitat use and partitioning from morphology. This detailed picture of vertical use of the forest also allows one to determined intraspecific differences in habitat use, related to age or sex, which are important to more accurate understanding of population dynamics. Even the estimation of density can gain accuracy with the addition movement distances to trapping grids or transects.

5. Referências Bibliográfias

Boonstra, R.; Craine, I.T.M. (1986). Natal nest location and small mammals tracking with a spool and line technique. *Canadian. Journal of Zoology* 64:1034-1036, Toronto.

Cunha, A. A.; Vieira, M.V. (2002). Support diameter, incline, and vertical movements of four didelphid marsupials in the Atlantic Forest of Brazil. *Journal of Zoology (London)* 258: 419-426, London.

Cunha, A. A.; Vieira, M. V. (submitted). Age, season, and vertical use of the Atlantic rainforest by the common opossum, *Didelphis aurita* Wied 1826.

Delciellos, A. C.; Vieira, M. V. (2002). Modelos ecomorfológicos para vertebrados arborícolas: uma metodologia de desenvolvimento. *HOLOS Environment* 2: 197-207, Rio Claro. (www.rc.unesp.br/ib/cea/holos)

Dimmerstein, E.; Oslon, D. M.; Graham, D. J.; Webster, A. L.; Primm, S. A.; Bookbinder, M. P.; Ledec, G. (1995). *A conservation*

assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. WWF & World Bank, Washington, DC.
Lemelin, P. (1999). Morphological correlates of substrate use in didelphid marsupials: implications for primate origins. *Journal of Zoology (London)* 247:165-176, London.
Loretto, D.; Ramalho, E.; Vieira, M. V. (submitted). Defense behavior and nest arquitecture of *Metachirus nudicaudatus* Desmarest, 1817 (Marsupialia; Didelphidae)
Mendel, S. M.; Vieira, M. V. (in press). Movement distances and density estimation of small mammals using the spool-and-line technique. *Acta Theriologica*, Bialowiesa.
SOS Mata Atlântica/INPE/ISA. (1998). *Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados ao Domínio da Mata Atlântica no Período 1990—95*. SOS Mata Atlântica/INPE/ISA, São Paulo.
Turchin, P. (1998). *Quantitative Analysis of Movement*. Sinauer Associates Inc., Publishers, Sunderland.
Vieira, M. V. (1997). Body size and form in two Neotropical marsupials, *Didelphis aurita* and *Philander opossum* (Marsupialia, Didelphidae). *Mammalia* 61: 245-254, Paris.
FINANCIAMENTO: PRONEX, CNPq, PROBIO (MMA-GEF), FUJB, PIBIC/CNPq

Caracterização genética de *Bufo* cf. *crucifer* (Anura) numa paisagem fragmentada da Mata Atlântica de São Paulo

Maria Cristina J. Peruzin[1], Marianna Dixo[1,2], João S. Morgante[1] e Jean Paul Metzger[2]
1. Laboratório de Biologia Evolutiva e Conservação (LABEC)
2. Laboratório de Ecologia da Paisagem e Conservação da Natureza (LEPAC) - maridixo@ib.usp.br

1. Introdução

Estudos sobre os efeitos da fragmentação vêm se beneficiando também dos avanços no campo da genética e da biologia molecular (Driscoll, 1998; Cunninghan & Moritz, 1998; Seppä & Laurila, 1999). A combinação da ecologia tradicional, métodos genéticos e as novas abordagens moleculares podem permitir comparações entre tendências passadas e atuais nos padrões de migração e no tamanho da população, provendo uma nova perspectiva histórica para ecólogos (Moritz & Lavery, 1996). O estudo de populações abordando o nível de variabilidade genética e sua possível relevância na viabilidade dos indivíduos, bem como o fluxo gênico são de extrema importância para a compreensão do impacto da fragmentação de habitats sobre as populações. Nesse sentido, tanto informações sobre a variabilidade genética nuclear como mitocondrial são importantes. O DNA mitocondrial vem sendo amplamente utilizado em estudos populacionais devido a várias características: herança predominantemente materna (Zouros *et al*.,1994), ausência de recombinação gênica e alta taxa de evolução (Brown *et al.*, 1982). Além disso, a região controladora do DNAmt apresenta uma taxa de substituição extremamente rápida e conseqüentemente alto nível de polimorfismo intraespecífico, sendo portanto especialmente útil para análises filogeográficas, em escalas microevolutivas (Avise, 2000).

No aspecto genético evolutivo, Meffe & Carrol (1997) apontam três razões para justificar a contribuição da genética para a conservação biológica: (1) A taxa de mudança evolutiva é proporcional à quantidade de variabilidade genética disponível nas populações naturais, segundo o Teorema Fundamental da Seleção Natural (Fisher 1930). Quando a variabilidade decresce, a taxa e extensão da mudança evolutiva potencial da população em resposta aos desafios ambientais reduz-se. Em essência, a perda de variabilidade genética reduz opções evolutivas futuras; (2) A genética de populações revela que a alta variação individual ou populacional (heterozigosidade ou taxa de heterose) está proporcionalmente relacionada com o valor adaptativo (*fitness*). Deste modo, a redução da variabilidade genética individual traz como conseqüência uma redução do valor adaptativo; (3) No seu conjunto global, a diversidade genética representa o patrimônio universal dos processos biológicos. Os produtos bioquímicos, padrões de crescimento, instintos comportamentais, padrões de morfologia e coloração estão codificados em uma fantástica "biblioteca". A erosão da diversidade diminui a possibilidade dos organismos responderem aos desafios da mudança ambiental.

A espécie *Bufo crucifer* encontra-se amplamente distribuída em todas as regiões do mundo, à exceção das regiões polares. Baldissera Jr. (2001) construiu uma hipótese filogenética, revisando a taxonomia e sistemática do grupo de *Bufo crucifer* Wied-Newied, 1821. Com base em dados produzidos pela análise acústica da vocalização de soltura, pelo seqüenciamento de genes mitocondriais ribossomais e pela análise morfométrica de diferentes populações, foi concluído que o grupo de *B. crucifer*, antes representado por uma única espécie, é composto por cinco espécies morfologicamente distintas. A espécie aqui estudada, segundo Baldissera Jr. corresponde a *Bufo ornatus* (não publicado).

2. Métodos

O estudo foi realizado nos municípios de Cotia e Ibiúna, no distrito de Caucaia, estado de São Paulo (23º35'S, 23º50'S; e 46º45'W, 47º15'W). Esta área faz parte do Plateau de Ibiúna, e encontra-se logo acima da Serra de Paranapiacaba. O material foi coletado em uma área de mata contínua (Reserva do Morro Grande) e em uma paisagem fragmentada.

Para estimar a variabilidade genética de *Bufo* cf. *crucifer* em diferentes fragmentos e verificar o grau de estruturação das espécies na região de Caucaia, dois métodos foram utilizados: sequenciamento e RFLP ("Restriction Fragment Length Polymorphism"). O DNAmt tem sido amplamente empregado em estudos genéticos e evolutivos utilizando-se a técnica de RFLP, principalmente em comparações intra e interespecíficas. Essa técnica consiste em submeter o DNA a digestão por endonucleases e análise dos fragmentos produzidos. As endonucleases ou enzimas de restrição são capazes de digerir uma determinada seqüência específica de DNA dupla fita, de quatro, cinco ou seis pares de bases de comprimento (Arias & Infante-Malaquias, 2001). Para ambos os métodos a amplificação das seqüências parciais da região controladora do DNA mitocondrial foram realizadas usando os *primers* ControlWrev-L/ControlP-H (Goebel *et al.* 1999).

Foram analisadas as seqüências do segundo domínio da região controle do DNA mitocondrial de indivíduos pertencentes a 14 áreas: sete fragmentos pequenos (com até 6 ha), quatro fragmentos médios (com 14 a 30 ha) e três áreas da reserva do Morro grande (com 10000 ha). As seqüências parciais foram editadas e alinhadas manualmente com o auxílio do programa Sequence Navigator 1.01. Para a análise de estrutura populacional foi utilizado o programa Arlequim versão 2.0 (Schneider *et al*,2000). Foram feitas comparações de distância genética par-a-par entre os diferentes fragmentos (Hudson *et al.* 1992). Uma análise molecular de variância (AMOVA) foi realizada comparando as populações de cada fragmento. Para investigar a relação entre os haplótipos encontrados, foi gerada uma rede de haplótipos usando o programa TCS versão 1.06 (Clement e Posada, 2000).

Para as digestões dos produtos de PCR de indivíduos pertencentes aos diferentes fragmentos amostrados e da Reserva do Morro Grande, foram testadas 13 enzimas de restrição. As endonucleases *Hind*III, *Xba*I, *Sca*I, *Eco*RI e *Pst*I foram testadas em 10 indivíduos cada; *Cla*I em 16 indivíduos, *Bam*HI em 24 indivíduos, *Hae*III e *Mbo*I foram testadas em 20 indivíduos cada, *Alu*I em 104 indivíduos, *Ssp*I em 60 indivíduos, *Rsa*I em 52 indivíduos e *Dra*I em 138 indivíduos. Os géis foram fotografados, analisados e comparados para a escolha das endonucleases informativas para a espécie.

3. Resultados e discussão

Foram seqüenciados 592 pares de base da região controle do DNA mitocondrial de 144 indivíduos. Foi encontrado um total de 24 haplótipos com 35 sítios polimórficos. Todas as populações estudadas apresentaram baixa diversidade gênica e nuclotídica. A distância genética encontrada na comparação par a par entre as populações foi muito baixa, o que revela pouca variação entre elas. Apenas a população do menor fragmento estudado aparenta diferir significativamente dos demais. A análise molecular de variância nos mostra que a variação intrapopulacional é muito maior do que a variação entre as 14 populações previamente estabelecidas. Esses resultados mostram que na realidade as populações de *Bufo* cf. *crucifer* de cada fragmento não estão isoladas e podem ser considerada uma única população. A rede de haplótipos por sua vez, apresenta duas linhagens de haplótipos separadas, no entanto essa divisão não aparenta estar correlacionada com a distribuição geográfica dos fragmentos amostrados. As duas linhagens de haplótipos encontradas devem ter uma origem anterior ao da fragmentação atual, porém estudos mais detalhados devem ser realizados para testar essa hipótese.

Das 13 endonucleases de restrição utilizadas, sete não reconheceram seqüências específicas na região controle do genoma mitocondrial das amostras analisadas (*Hind*III, *Xba*I, *Sca*I, *Eco*RI, *Pst*I, *Cla*I e *Bam*HI). Das seis endonucleases que clivaram o DNA mitocondrial, cinco se apresentaram monomórficas: *Hae*III, que gerou fragmentos de 630 pares de bases (pb) e 120 pb; *Mbo*I, de 550pb e 200pb, *Rsa*I, de 630pb e 120pb; *Alu*I, de 500pb e 250pb e *Ssp*I, de 400pb, 150pb e 200pb. Apenas a *Dra*I, apresentou variação nos padrões de clivagem gerados pois em alguns indivíduos não houve clivagem do DNAmt e em alguns gerou fragmentos de 450pb e 300pb, resultando em 2 padrões possíveis. Os padrões encontrados foram compartilhados por todas as áreas analisadas, tanto nos fragmentos pequenos, médios, grandes e na mata contínua, indicando uma ausência de estrutura populacional de *Bufo* cf. *crucifer* na região estudada.

4. Conclusões

Ambos os métodos mostraram a ausência de estrutura populacional em *Bufo* cf. *crucifer* nas áreas estudadas. Algumas questões podem ser levantadas para explicar esse resultado: talvez a fragmentação do habitat seja muito recente para que o efeito da separação das populações refletida na composição genética das populações; os tipos de marcadores utilizados nesse estudo podem não ser capazes de verificar mudanças genéticas sutis geradas pela recente fragmentação do habitat; essa espécie pode ser capaz de deslocar-se entre os fragmentos, levando a um intenso fluxo gênico e a homogeneização entre as populações. Análises com outras espécies começaram a ser realizadas e poderão ajudar a responder essas perguntas.

5. Referências Bibliográficas

Arias, M. C. & Infante-Malaquias, M. E.,2001. RFLP: O emprego de enzimas de restrição para a detecção de polimorfismos no DNA. *In* MATIOLI, S. R. (ed*). Biologia Molecular e Evolução*. Ribeirão Preto: Holos, Editora. 202p.

Baldissera JR., F. A., 2001. Taxonomia e Filogenia do Grupo de Bufo crucifer Wied-neuwied, 1821 (Anura, Bufonidae). Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências.

Brown, W. M.; Prager, E. M.; Wang, A.; Wilson, A. C., 1982. Mitochondrial DNA sequence of primates: tempo and mode of evolution. *J Mol Evol 18*: 225-239.

Cunningham, M. & Moritz, C. 1998. Genetic effects of forest fragmentation on a rainforest restricted lizard (scincidae: *Gnypetoscincus queenslandiae*). *Biological Conservation 83:* 19-30.

Driscol, D.A. 1998. Genetic structure, matapopulation processes and evolution influence the conservation strategies for two endangered frogs species. *Biological Conservation 83:* 43-54.

Fisher, R.A. 1930. *The genetical theory of natural selection*. Claredon Press, Oxford.

Goebel, A. M.; Donnelly, J. M.; Atz, M. E. 1999. PCR Primers and Amplification Methods for 12S Ribossomal DNA, the Control Region, Cytochrome Oxidase I, and Cytochrome *b* in Bufonids and Other Frogs, and an Overview of PCR Primers which Have Amplified DNA in Amphibians Successfully. *Mol. Phylogenet. Evol. 11*: 163 - 199.

Hudson, R. R., Slatkin M. and. Maddison W. P. 1992. Estimation of levels of gene flow frm DNA sequence data. *Genetics 132*: 583-589.

Meffe, G.K. & Carrol, C.R. 1997. Principles of conservation biology. Sinauer Associates inc. Sunderland, Massachusetts.

Moritz, C. & Lavery, S. 1996. Molecular ecology: contributions from molecular genetics to populations ecology, In. Floyd, R.B., Sheppard, A.W. & De Barro,P.J. (eds). *Frontiers of Population Ecology*. CSIRO Publishing, Melbourn. Pp.433-450.

Schneider, S., D. Roessli, andL. Excoffier. 2000. Arlequin ver. 2.000: A software for population genetics data analysis. Genetics and Biometry Laboratory, University of Geneva, Geneva

Seppä, P. & Laurila, A. 1999. Genetic structure of island population of the anurans Rana temporaria and Bufo bufo. *Heredity 82*: 309-317.

Zouros, E.; Ball, A. O.; Saavedra, C.; Freeman, K. R., 1994. Mitochondrial DNA evidence. *Nature 368*: 817 - 818.

(APOIO: FUNDAÇÃO DE AMPARO A PESQUISA DO ESTADO DE SÃO PAULO – FAPESP - E FUNDAÇÃO BOTICÁRIO DE CONSERVAÇÃO A NATUREZA).

Levantamento florístico no sub-bosque de *eucalyptus* da veracel cellulose s. a., Eunápolis/ Santa Cruz Cabrália, BA

Maria Lenise Silva Guedes[a], Danilo Sette Almeida[b], Aghata Barreto Xavier[c] & Bruno Adriano dos Anjos[c]

[a] Professora da Universidade Federal da Bahia [b]Engº Florestal da Veracel Celulose S.A. [c] Graduando em Ciências Biológicas (aghatabarreto@ig.com.br)

1. Introdução

O gênero *Eucalyptus* (Myrtaceae), com 672 espécies, é nativo da Austrália, onde cobre quase 90% da área de vegetação do país. Chegou ao Brasil em 1825 como planta ornamental, entretanto, apenas 12 espécies estão entre as mais cultivadas. Sua utilização econômica só teve início em 1903, quando passou a ser empregado na produção de dormentes ferroviários e lenha para alimentar as locomotivas da época, sendo logo utilizado na silvicultura para a produção de celulose e na indústria madeireira. O grande desafio para a atual eucaliptocultura brasileira é de natureza tecnológica e ainda assim, vale-se ressaltar que o Brasil detêm cerca de 27% das florestas mundiais de eucaliptos.

Apesar dos diversos estudos e a importância econômica do *Eucalyptus*, ainda são muitos os mitos que envolvem a introdução e cultivo dessa espécie (Fearneside, 1998). Segundo Guerra (1995), um dos maiores problemas refere-se à esterilização dos solos, causada pelo caráter alelopático do eucalipto. No entanto, estudos desenvolvidos por todo o mundo revelam que problemas relacionados planta-químicos em comunidades naturais são probabilísticamente raros (Willis *apud*. Couto & Betters, 1995). A recolonização de espécies nativas em áreas plantadas com eucaliptos não é responsabilidade apenas da ação alelopática do líter, mais sim com a presença de sementes de espécies colonizadoras (Couto & Betters, 1995). Por este motivo, técnicas de plantio como rotação curta e em mosaico com a vegetação nativa têm-se mostrado eficientes na recuperação de áreas anteriormente utilizadas para cultivo de eucaliptos (Couto & Betters,1995 ; Geldenhuys, 1997 ; Harrington & Ewel, 1997). O presente estudo teve como objeti-

vo levantar as espécies ocorrentes no sub-bosque das plantações em uma região fitoecológica de Floresta Ombrófila Densa de *Eucalyptus* com histórico de manejos diferenciados, na propriedade da Veracel Celulose S.A. localizadas nos municípios de Santa Cruz Cabrália (16º 16'S 39" 01'W) e Eunápolis (16º22'S 39º34'W).

2. Metodos

Para a realização do trabalho foram selecionadas três áreas dentro dos projetos Cedro III (antiga plantação de mamão - *Carica papaya* L.), Parajú II e Peroba III (antigas áreas de plantio de gramínea do gênero *Brachiaria*). Em cada uma das áreas foram estabelecidas 03 parcelas de 10x10m, onde coletou-se todas as espécies encontradas independentemente do seu estádio reprodutivo ou de desenvolvimento sendo registrados em ficha de campo dados importantes sobre as plantas. Todo o material coletado foi prensado e, posteriormente, seco em estufa a 60ºC. Após a secagem o material foi identificado através de bibliografia especializada, e/ou por comparação com material botânico já existente no acervo dos herbários Alexandre Leal Costa - (ALCB) da Universidade Federal da Bahia e do RADAMBRASIL (HRB). As exsicatas do material coletado neste levantamento foram depositadas no primeiro herbário, com duplicatas para a VERACEL CELULOSE e o segundo herbário. O sistema de classificação utilizado foi o de Cronquist (1988).

3. Resultados e Discussão

Para toda a área estuda foram coletadas 85 espécies distribuídas em 74 gêneros e em 39 famílias. As famílias com maior número de espécies foram Asteraceae com (13 spp), seguida de Poaceae com (8 spp), Fabaceae, Rubiaceae e Solanaceae com (5 spp) cada e Euphorbiaceae com (4 spp). Esse resultado já era esperado, pois em se tratando de áreas em estádio secundário inicial de regeneração estas famílias são tidas como caracterizadoras desta fase de desenvolvimento da vegetação. São plantas colonizadoras pioneiras, que apresentam as seguintes características: produção elevada de sementes pequenas e leves, ampla dispersão pelo vento ou por animais, apreciável longevidade seminal, germinação à luz facultativa, heliofilia e ciclo de vida anual (Rizzini, 1997). Espécies com estas características foram encontradas nas três áreas estudadas entre elas *Desmodium adcendens*(Sw.) DC., *Desmodium barbatum* (L.) Benth. , *Dioscorea altissima* Lam.. Segundo Da Vinha *et al.* (1983), muitas dessas espécies são também encontradas em associação com outros tipos de cultivos realizados na região como, por exemplo, na cultura do cacaueiro. As demais espécies são características de áreas em estádio de sucessão ecológica mais avançado e a sua presença está relacionada com a existência de áreas conservadas no entorno das plantações de eucalipto. Podem ser divididas em dois grupos: secundárias iniciais e secundárias tardias (Leitão Filho, 1993).

As espécies secundárias iniciais são aquelas de porte arbustivo que se desenvolvem em clareiras pequenas ou mais raramente no sub-bosque em condições de algum sombreamento (Leitão Filho, 1993). Podem ocorrer também em áreas degradadas em recuperação, neste caso ocorrem juntamente com as pioneiras. Plantas desse grupo foram encontradas nos três projetos, havendo uma predominância no Projeto Peroba III. Nesse estádio foram encontradas espécies dos gêneros: *Schinus, Trema, Thyrsodium* dentre outras. As secundárias tardias também foram encontradas nos três projetos, entretanto o Peroba III foi o que apresentou o maior número de espécies entre elas *Tapirira guianensis* Aubl., *Schefflera morototonii* (Aubl.) Maguire Steyrmark, *Tabebuia* sp., *Cecropia* sp., *Eschweilera ovata* (Cambess) Miers. dentre outras. São plantas de porte arbóreo ou arbustivo, mas ainda em estádio juvenil de desenvolvimento. Indivíduos dessa categoria ocorrem raramente, cerca de um indivíduo de cada espécie no total das espécies coletadas. A presença dessas espécies é muito importante, pois indica que a área costuma ser visitada por aves, morcegos, pequenos roedores ou primatas, indivíduos responsáveis pela dispersão destas plantas (Geldenhuys, 1997).

O projeto Parajú II foi o que apresentou a maior diversidade, com 53 espécies, distribuídas em 47 gêneros e 29 famílias o projeto Cedro III com 40 espécies 38 gêneros e 23 famílias. A diversidade do Projeto Peroba III foi de 27 espécies, distribuídas em 25 gêneros e 21 famílias, número bem menor em relação as anteriores.

Apesar do Projeto Parajú apresentar a maior diversidade entre as três áreas, as espécies apresentaram baixa freqüência, acredita-se que a presença de gramíneas do gênero *Brachiaria* representou um fator limitante no surgimento e posterior desenvolvimento de outras espécies pois, como indicado por Couto e Betters (1995), a presença de espécies colonizadoras pode ser dificultada pela ocorrência de gramíneas agressivas. Contudo, caso a plantação de eucalipto seja abandonada por longo período de tempo, as espécies nativas do ecossistema original provavelmente reaparecerão independentemente da presença dessas gramíneas, como foi observado em uma plantação de cinqüenta anos de *Eucalyptus saligna* Smith. em Itatinga, São Paulo (Lima, 1993).

As trepadeiras também estavam presentes nas áreas de estudo, principalmente as das famílias Dioscoreaceae, Malpighiaceae, Asteraceae, Apocynaceae e Fabaceae. Segundo o Ecologista Daniel Janzen (1980), essas famílias costumam estar presentes em áreas em estádio secundário inicial de desenvolvimento, apresentando crescimento rápido.

Das 85 espécies coletadas, *Cordia axilares* Johnst., *Desmodium adscendens* (SW.) DC., *Desmodium barbatum* (L.) Benth., *Dioscorea altissima* Lam., *Lantana camara* L., *Piper aduncum* L., *Solanum crinitum* Lam. e *Vernonia cotoneaster* (Willd. ex Spreng) Less. estiveram presentes nas três áreas. Vale ressaltar que a maioria das espécies comuns às três áreas são plantas cosmopolitas e pioneiras, muitas delas pertencentes à família Asteraceae.

4. Conclusão

· Apesar de ser uma área com cultura de *Eucalyptus* spp. apresentou uma boa diversidade corroborando com alguns estudos realizados para essas áreas.

5. Referências Bibliográficas

COUTO, Laércio & BETTERS, David R. Short-Rotation Eucalypt Plantations in Brazil: Social and Environmental Issues. U.S. Department of Energy Published by Oak Ridge National Laboratory, 1995 in http:// bioenergy.ornl.gov/reports/euc-braz/., consultado em 30 de maio de 2001.

CRONQUIST, A. The evolution and classification of flowering plants. 2nd ed. New York Botanical Garden, Bronx., 1998.

DA VINHA, Sérgio G.; SILVA, Luiz A. M; CARVALHO, André M. de; PEREIRA, Roberto C. ; ZUMETA, R.. Plantas Herbáceas, Epífitas e Trepadeiras Associadas à Cultura do Cacaueiro. Ceplac, Rodovia Ilhéus - Itabuna, 1983.

FEARNSIDE, Phillip M. Plantation Forestry in Brazil: Projections to 2050. Biomass and Bioenergy, Elsevier Science Ltd., v.15, nº 6, pp. 437-450. 1998.

GELDENHUYS, Coert J. Native Forest Regeneration in Pine and Eucalypt Plantations in Northern Province, South Africa. Forestry Ecology and Managemente, Elsevier Science, v. 99. P.101-115. 1997.

GUERRA, Cláudio (Cord.). Meio Ambiente e Trabalho no Mundo do Eucalipto. 2ª Ed., Associação Agência Terra, 1995.

HARRINGTON, Robin A.; Ewel, John J.. Invasibility of Tree Plantations by Native and Non-indigenous Plant Species in Hawaii. Forestry Ecology and Management, Elsevier Science, v. 99. P.153-162. 1997.

JANZEN, Daniel Hunt. Ecologia Vegetal nos Tropicos. [Tradução de Daniel Robert Coleman] São Paulo: EPU.1980. Temas de Biologia.

LEITÃO FILHO, Hermógenis de F. Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão. Editora da Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 1993.

LIMA, W. P. Impacto Ambiental do Eucalipto. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2ª ed., 1993.

MARTIUS, C.F.P. Von *et al.* Flora Brasiliensis. Mônaco: Lipsiae *apud* Frid. Fleischer *in* comm. 1840/1906.

RIZZINI, Carlos T. Tratado de Fitogeografia do Brasil: Aspectos Ecológicos, sociológicos e Florísticos. Âmbito Cultural Edições, 1997.

Chuva de sementes em uma floresta tropical montana do planalto paulista

, Mariana B. B. C Faria [a], Ana Camila C. Alfano [b], Luciana F. Alves [a] e Geraldo A. D. C. Franco [c]

[a] Universidade de São Paulo (balazs@uol.com.br) [b] Bióloga (Universidade Metodista de São Paulo) [c] Instituto Florestal/SP

1. Introdução

A variação anual na produção de frutos e de sementes influencia o recrutamento das populações e representa um importante componente no potencial de regeneração de uma floresta (Penhalber e Mantovani, 1997; Grombone-Guaratini e Rodrigues, 2002). A contribuição relativa de diferentes fontes de sementes (chuva de sementes local e chuva de sementes imigrante) pode determinar a estrutura futura da comunidade de espécies arbóreas (Martínez-Ramos e Soto-Castro, 1993). Segundo Harper (1977), a chuva de sementes é fundamental no potencial de estabelecimento das populações de plantas em um determinado habitat; suas características dependem da distância e da concentração de fontes produtoras de propágulos, dos atributos de dispersão apresentados pelos propágulos e da atividade dos agentes de dispersão. O período de dispersão dos propágulos depende diretamente da fenologia das espécies e, quase sempre, está relacionado a melhores condições para liberação de sementes e para o estabelecimento de plântulas (Rathcke e Lacey, 1985). As plantas geralmente utilizam diferentes agentes dispersores, como animais (zoocoria) ou vento (anemocoria). Esse processo pode, ainda, depender exclusivamente das plantas (autocoria). Nas florestas tropicais, a síndrome de dispersão mais freqüente é a zoocoria. Na Mata Atlântica, a zoocoria é estimada para mais de 80% das espécies (Mantovani, 1993; Martins et al., 1995; Pedroni, 2001).

O presente trabalho teve como objetivos: a) caracterizar a chuva de sementes de uma floresta tropical do Planalto Paulista quanto à riqueza e abundância de espécies, e sua composição florística; b) determinar o padrão temporal da chuva de sementes; c) classificar as espécies amostradas quanto à síndrome de dispersão.

2. Métodos

Este estudo foi realizado no Planalto Atlântico de São Paulo (23°35´S, 23°50´S; 46°45´W, 47°15´W; 850-1100 m de altitude), na Reserva Florestal do Morro Grande (RMG), Cotia, SP. Trata-se de uma grande área de floresta contínua próxima à cidade de São Paulo, com aproximadamente 10 mil ha de Floresta Ombrófila Densa Montana. O clima da região é temperado quente e úmido, do tipo Cfa de Köppen. A precipitação média anual fica em torno de 1340 mm. O clima da região é sazonal, apresentando uma diminuição na pluviosidade e temperatura média entre os meses de abril e agosto.

Foram escolhidas para o presente estudo, três áreas na RMG (A, B, C). Para a estimativa mensal da chuva de sementes, foram utilizados 25 coletores de 1m², dispostos aleatoriamente, em cada uma das áreas (50 x 100 m). A cada 30 dias, durante o período de 1 ano (maio/2002 a abril/2003), todo o material depositado nos coletores foi coletado para posterior secagem e triagem. Todas as sementes não-predadas (superior a 1 mm) encontradas nos coletores foram separadas em morfoespécies e para cada coletor foram anotados o número de espécies e o número total de sementes. Posteriormente, as espécies identificadas foram classificadas quanto à forma de vida (arbusto, árvore, epífita, liana e não identificada) e síndrome de dispersão de sementes (anemocoria, zoocoria, autocoria, e sem classificação). Além disso, observações qualitativas de espécies arbóreas/arbustivas em frutificação ao redor dos coletores, em cada uma das áreas, foram feitas mensalmente (julho/2002 a junho/2003) para caracterizar o padrão de frutificação da comunidade local.

O padrão temporal da chuva de sementes foi determinado comparando-se a proporção mensal de espécies e de sementes amostrados durante o período de estudo. Por sua vez, o padrão espacial da chuva de sementes foi avaliado comparando-se as três áreas amostradas em relação ao número total de espécies e de sementes que caíram nos coletores, através de uma análise de variância (ANOVA). O teste de comparação múltipla *a posteriori* utilizado foi o de Tukey HSD (Zar, 1999). Para verificar a influência do clima no padrão de frutificação da comunidade, foi calculado o coeficiente de correlação de Spearman (r_s) entre o número de espécies de árvores/arbustos observadas frutificando em cada mês e as variáveis climáticas (temperatura média e pluviosidade mensais) para o período de estudo.

3. Resultados e Discussão

A chuva de sementes na Reserva Florestal do Morro Grande é caracterizada pela alta densidade de sementes (618,21 ± 283,39 sementes/m² em 1 ano) e pelo grande número espécies (116), quando comparado a outros estudos em florestas tropicais. A chuva de sementes foi predominantemente composta por árvores e arbustos, atingindo mais de 90% do total de sementes da chuva. Árvores e arbustos representaram pouco mais que 35% do total de espécies, mas é importante ressaltar que aproximadamente 4,2% das sementes – cerca de 50% das morfoespécies – ainda não foram identificadas. Quanto à síndrome de dispersão, todas as áreas apresentaram uma maior proporção de sementes zoocóricas (90,67%). A pequena contribuição de lianas na chuva de sementes (11% do total de espécies), e o predomínio da zoocoria como forma de dispersão sugerem que a RMG não seria uma floresta perturbada.

A variação mensal no número médio de espécies e de sementes por m² mostraram que o padrão temporal da chuva de sementes foi sazonal, com uma tendência no aumento do número de sementes e de espécies no período mais quente e úmido do ano (aproximadamente setembro a janeiro). Essa variação parece estar relacionada às estratégias reprodutivas das espécies que compõem a chuva de sementes (Morellato e Leitão-Filho, 1992), e também a condições abióticas e bióticas favoráveis para a maturação e liberação de sementes e estabelecimento de plântulas como, por exemplo, maior atividade dos agentes dispersores e maior disponibilidade de água, radiação solar mais intensa e temperaturas mais altas durante a estação chuvosa (Garwood, 1983; Rathcke e Lacey, 1985; Sun et al., 1996).

A chuva de sementes foi espacialmente heterogênea em relação à densidade ao final de 12 meses, onde a área B apresentou o maior número médio de sementes por m² (1513,24 ± 831,07) em relação às demais áreas. Esse resultado provavelmente foi determinado pela presença da espécie arbórea *Didymopanax angustissimum*. Esta espécie possui frutificação sincrônica e massiva, produzindo pequenas sementes em grandes quantidades num período concentrado, levando a um maior número de sementes depositado. Apesar do número de espécies por m² não variar significativamente entre as áreas, a área C apresentou um maior número médio de espécies/m² em relação às demais. Provavelmente, isso se deve a uma maior heterogeneidade florística de árvores adultas existente na área C (Bernacci et al., 2003).

Durante o período de estudo, foi observado um número muito pequeno de espécies em frutificação no estudo da fenologia (24 espécies) quando comparado ao coletado na chuva de sementes (116 espécies). Essa diferença provavelmente deve-se a maior proporção de sementes zoocóricas que caiu nos coletores. Logo, pode haver a contribuição dos dispersores para o aumento no número de espécies nos coletores em relação ao estudo da fenologia, já que eles podem trazer sementes de espécies que não se encontram ao redor dos coletores. O padrão de frutificação da comunidade local, estimado através do número total de espécies encontradas nos coletores em cada mês e do

número total de espécies em frutificação em cada mês no estudo da fenologia, apresentou variação sazonal, com uma tendência à ocorrência de um pico de frutificação durante o período mais úmido e quente do ano. O número de espécies de árvores/arbustos observadas frutificando mensalmente apresentou uma correlação positiva e significativa com a temperatura média mensal, e positiva, mas marginalmente significativa, com a precipitação mensal. O mesmo padrão de correlação foi observado para número de espécies da chuva *vs.* temperatura e para número de espécies da chuva *vs.* precipitação.

4. Conclusão

A chuva de sementes no Morro Grande pode ser caracterizada como predominantemente zoocórica, com alta riqueza de espécies e grande quantidade de sementes, como na maioria das florestas tropicais pouco perturbadas. As formas de vida predominantes, levando em consideração tanto o número de sementes como de espécies, foram árvores e arbustos.

Os resultados sugerem que há uma variação temporal na chuva de sementes devido aos padrões sazonais de frutificação das espécies. Adicionalmente, diferenças espaciais no número médio de sementes/m^2 também ocorreram entre as áreas. Mudanças temporais e espaciais no número de sementes e de espécies da chuva de sementes são fatores importantes que influenciam a regeneração florestal e a manutenção da diversidade de espécies, pois podem funcionar como fontes de recrutamento de novos indivíduos e de espécies para comunidade. Essas características da chuva de sementes no Morro Grande podem ser essenciais para acelerar o re-estabelecimento da vegetação após a ocorrência de uma perturbação, ou mesmo na recolonização da paisagem fragmentada que ocorre ao redor da Reserva Florestal do Morro Grande. Se este padrão for consistente no tempo, pode indicar que a chuva funciona como uma fonte de heterogeneidade na regeneração florestal entre locais na Reserva Florestal do Morro Grande.

Agradecimentos: Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), Projeto Temático Biota/FAPESP Proc. Nº 99/05123-4 e Bolsa de Iniciação Científica Proc. Nº 02/09823-5R

5. Bibliografia

Bernacci, L. C.; Durigan, G.; Franco, G. A. D.C.; Arbocz, G.; Catharino, E.; Metzger, J. P. (2002). Sub-Projeto 3 - *Composição florísitca e estrutura da vegetação. Anexo VII. In: Metzger, J. P. Conservação da Biodiversidade em Paisagens Fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo.* II Relatório Anual FAPESP (Programa BIOTA/FAPESP, Processo Nº 99/05123-4).

Garwood, N. C. (1983). *Seed germination in a seasonal tropical forest in Panama: a community study.* Ecological Monographs 35:159-181.

Grombone-Guaratini, M. T.; Rodrigues, R. R. (2002). *Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil*. Journal of Tropical Ecology 18:759-774

Harper, J.L. (1977). *Population biology of plants.* Academic Press, London.

Mantovani, W. (1993). *Estrutura e dinâmica da floresta atlântica na Juréia, Iguape – SP.* Tese de Livre Docência. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, SP.

Martínez-Ramos, M.; Soto-Castro, A. (1993). *Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest.* Vegetatio 107/108:299-318.

Martins, S. E.; Pompéia, S. L.; Rossi, L. (1995). *Síndromes de dispersão de espécies arbóreas da Mata Atlântica de encosta no Estado de São Paulo.* In: Resumos do XVLI Congresso Nacional de Botânica, Ribeirão Preto, SP. P. 167.

Morellato, L. P. C.; Leitão-Filho, H. F. (1992). Padrões de frutificação e dispersão de sementes na Serra do Japi. In: Morellato, L. P. C. (ed.). História Natural da Serra do Japi, pp. 112-140. Editora da UNICAMP, Campinas, SP.

Pedroni, F. (2001). *Aspectos da estrutura e dinâmica da comunidade arbórea na Mata Atlântica de planície e encosta em Picinguaba, Ubatuba, SP.* Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 196 p.

Penhalber, E. F.; Mantovani,W. (1997). *Floração e chuva de sementes em mata secundária em São Paulo,SP.* Revista Brasileira de Botânica 20:205-220.

Rathcke, B.; Lacey, E. P. (1985). *Phenological patterns of terrestrial plants.* Annual Review of Ecology and Systematics 16:179-214.

Sun, C., B. A.; Kaplin, K. A.; Kristensen, V.; Munyaligoga, J.; Mvukiyumwami, K.; Kajondo T.; Moermond, C. (1996). *Tree phenology in a tropical montane forest in Rwanda*. Biotropica 28:668-681.

Zar, J. H. (1999). *Biostatistical Analysis.* 4th edition. Prentice Hall, New Jersey.

Parque Ecológico Maracajá: levantamento da mastofauna e registro histórico da caça no parque e seu entorno, Maracajá, SC

Mariana Faria-Corrêa; Daniza Molina-Schiller; Cíntia Hartmann; Sandra Maria Hartz & Maria Luiza Porto
Programa de Pós-Graduação em Ecologia Universidade Federal do Rio Grande do Sul (marianaafc@hotmail.com)

1. Introdução

O presente trabalho foi desenvolvido como atividade prática da disciplina Prática Integrada de Campo, do curso de Pós-Graduação em Ecologia da UFRGS, cujo objetivo principal é a aplicação e integração de métodos de avaliação das condições ambientais.

O grupo Mammalia é comporto por mais de 4600 espécies distribuídas pelo mundo (Wilson & Reeder 1993) e aproximadamente 10% delas ocorrem no Brasil (Mittermeier *et al*. 1992). No Estado de Santa Catarina foram registradas 169 espécies de mamíferos, 24% do total de espécies catalogadas na região (Cimardi 1996). Ao contrário do que acontece com a flora, em Santa Catarina, a fauna de mamíferos é ainda pouco estudada (Avila-Pires 1999).

Este trabalho teve como objetivo realizar um levantamento qualitativo das espécies de mamíferos do Parque Ecológico Maracajá (PEM) e seu entorno e realizar um registro histórico da caça na região.

2. Material e Métodos

O Parque Ecológico Maracajá (PEM), criado por decreto de utilidade pública em maio de 1990, conta com 112 ha e é a única unidade de conservação municipal na região. A área está localizada na sub-bacia hidrográfica do rio Araranguá e constitui-se em grande parte de uma face de Floresta Atlântica de caráter paludoso desenvolvido sobre ambiente de turfeira e vem sofrendo pressões devido à produção de arroz, drenagens, criação de gado por moradores do entorno, impacto da BR-101 e caça.

Para a realização desse estudo, o PEM foi percorrido em sua totalidade através de percursos sistemáticos diários de 4 a 6 horas de duração realizados em horários alternados, incluindo o período da noite em duas saídas a campo (03 a 05 out/2002 e 22 a 25 out/2002), totalizando um esforço de 84 horas de campo.

Os vestígios (pegadas e fezes) encontrados foram georeferenciados. As pegadas, quando possível, foram transcritas em uma transparência com o uso de caneta especial. Alguns mamíferos foram identificados por observação direta, vivos ou mortos (carcaças). As fezes encontradas foram coletadas, identificadas, secas e triadas no laboratório. Também foram montadas seis "estações-de-cheiro", que consistem em círculos de areia de 1m de diâmetro com um atrativo olfativo no centro, para atrair mamíferos que são identificados por seus rastros (Muños-Pedreros *et al*. 1995; Wilson *et al*. 1996). Os atrativos utilizados foram: sardinha e pasta de amendoim. As estações foram montadas ao longo do arroio Garajuva, na área da reserva e adjacências, onde havia substrato que permitiu sua realização.

Para a avaliação do histórico de caça na região, foram realizadas entrevistas abertas com dez antigos moradores da região. As entrevistas foram gravadas, transcritas e analisadas. Foram mostradas aos

entrevistados, fotografias não identificadas e misturadas a fotografias de animais que não ocorrem na área, para que fossem identificadas as espécies como existentes e/ou atualmente extintas na região.

3. Resultados e discussão

Espécies registradas

No Parque Ecológico Maracajá foi registrada a ocorrência de 21 espécies, pertencentes a ordem: Carnivora (37%), Xenarthra (19%), Rodentia (19%), Marsupalia (10%), Lagomorpha (10%) e Primates (5%). Dessas 21 espécies, 66,6% (n=14) corresponderam a registros visuais, vestígios ou relatos documentados (*Didelphis albiventris, Didelphis aurita, Euphractus sexcintus, Cebus apella, Cerdocyon thous, Nasua nasua, Procyon cancrivorus, Galictis cuja, Lontra longicaudis, Eira barbara, Cavia aperea, Myocastor coypus, Tamandua tetradactyla* e *Dasypus novemcintus*), enquanto que 33,3% (n=7) foram registradas por relatos de funcionários do PEM e moradores locais (*Dasypus* sp, *Leopardus* sp., *Leopardus wiedii, Sphiggurus* sp, *Hydrochoerus hydrochaeris, Lepus capensis, Sylvilagus brasiliensis*).

O Parque Ecológico Maracajá corresponde a uma área de floresta paludosa, apresentado um substrato úmido, com poucas áreas abertas. Este tipo de ambiente, não favoreceu a localização de vestígios (pegadas e fezes), tendo sido encontrados principalmente nas áreas secas, na borda e entorno do parque.

As pegadas registradas corresponderam a *Euphractus sexcintus* (tatu-peludo), *Cerdocyon thous* (graxaim-do-mato), *Procyon cancrivorus* (mão-pelada), *Galictis cuja* (furão) e *Eira barbara* (irara). As fezes coletadas corresponderam ao cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), mão-pelada (*Procyon cancrivorus*) e Lontra (*Lontra longicaudis*).

As estações-de-cheiro não tiveram sucesso, devido as fortes chuvas que ocorreram no período do estudo, sendo possível a montagem e revisão em apenas uma noite, tendo sido registrada a visitação de mão-pelada (*P. cancrivorus*) às estações.

Segundo os relatos dos moradores e funcionários do parque, seis espécies - bugio-ruivo (*Alouatta guariba*), veado (*Mazama* sp.), cateto (*Tayassu pecari*), anta (*Tapirus terrestris*), paca (*Agouti paca*) e cutia (*Dasyprocta azarae*) - foram extintas localmente.

Os escassos levantamentos de mastofauna em Santa Catarina ou áreas de Mata Paludosa em outros Estados impossibilitaram a comparação da diversidade e riqueza de espécies. Entretanto, em um levantamento realizado em Itapeva, Torres, RS (Cerveira & Kindel, em preparação) foram registradas através de métodos diretos, indiretos e entrevistas, 11 espécies de mamíferos de médio e grande porte. Durante nosso levantamento, registramos em campo a ocorrência de 15 espécies. Esse número alcança um total de 21 espécies, quando consderados os relatos de funcionários e moradores locais do PEM, sendo que apenas *Conepatus chinga* (zorrilho) registrada por Cerveira & Kindel (em preparação) não foi levantada ou relatada pelos moradores de Maracajá. Comparando a lista obtida com a tabela de mamíferos com distribuição potencial para a área, apresentada em Cerveira & Kindel (em preparação), das 15 espécies potenciais, 5 espécies (33.3%) foram registradas no parque (*Dasypus* sp., *Euphractus sexcinctus, Lontra longicaudis, Galictis sp.* e *Cavia aperea*); 3 espécies (20%) não foram registradas mas foram relatadas como localmente extintas (*Tapirus terrestris, Tayassu pecari* e *Dasyprocta azarae*) e 7 espécies (46.7%) não foram citadas nem registradas. É interessante ressaltar que entre os mamíferos atuais e extintos, 50% dos animais registrados não estão na lista de ocorrências potenciais. Das 21 espécies registradas no presente trabalho, 76.2% (n=16) foram citadas para o Estado de Santa Catarina (Oliveira 1978). Com relação às espécies listadas, é interessante ressaltar que: as duas espécies do gênero *Didelphis* são amplamente distribuídas no Brasil e comuns no estado de Santa Catarina (Cimardi 1996) e podem ocorrer simpatricamente, como no caso do PEM. Houve visualização de *Nasua nasua* e, apesar de ser uma espécie amplamente distribuída e relativamente comum e com potencial ocorrência para a área, nenhum vestígio que indicasse a presença de atuais populações nativas de quatis foi encontrado. O único animal foi solto no parque há poucos meses e é possível que a caça tenha sido responsável pela ausência desses animais na área, devendo esse aspecto ser melhor estudado. Outro animal de grande relevância para a região é a Lontra (*Lontra longicaudis*)). Este mustelideo possui uma ampla distribuição geográfica, ocorrendo em todo o Brasil, com exceção do nordeste (Emmons, 1997). Na década de 1960 e 1970, a lontra neotropical foi muito perseguida principalmente por causa de sua pele, e a partir de 1980, houve um grande declínio de suas populações e somente esse ano essa espécie saiu do Lista de Animais Ameaçados de Extinção do IBAMA. Segundo Coimbra-Filho (1972), a lontra foi muito explorada na região de Santa Catarina. Outras ameaças para as lontras são os conflitos com pescadores e proprietários de criadouros de peixes, os desmatamentos das margens dos rios e a poluição da água. Estes autores, sugerem que as lontras podem ser consideradas espécies indicadoras do estado de conservação do ambiente através de sua densidade, visto que são, principalmente, dependentes de recursos ripários e alimentares. Atualmente as lontras têm sido pouco avistadas pelos moradores de Maracajá. Contudo, foram encontradas fezes no arroio Garajuva, indicando provavelmente que este arroio tenha sido utilizado como passagem por um indivíduo, já que o arroio não possui características propícias para outros usos. Apesar de dar nome ao Parque e à cidade de Maracajá, *Leopardus wiedii* não foi registrado nesse levantamento, sendo necessário maior esforço de campo.

Histórico da Caça

Através da análise das entrevistas realizadas com antigos moradores da região, foi possível avaliar que a grande maioria das espécies existentes ou atualmente extintas foi utilizada para alimentação. Dentre elas, podemos citar os seguintes animais: anta, tatu, veado, capivara, bugio-ruivo, cateto, paca, quati, macaco prego, ouriço e gambá. A diminuição dos animais também apareceu relacionada à chegada da BR 101 e ao desmatamento. Outros usos também foram citados, como, por exemplo, uso do couro do tamanduá-mirim, vendido na região até há poucos anos e as lontras caçadas pelo seu couro, sendo utilizado para fabricação de cintos. Outros animais, como o gato-do-mato, cachorro-do-mato e gambá eram considerados danosos e caçados por seu hábito (ou fama) de atacar galinheiros. É relevante citar que alguns moradores, apesar de terem sido antigos caçadores, atualmente citam a atual fiscalização ambiental, bem como as penas para crimes ambientais, como principal fator da diminuição da caça e desmatamento.

4. Considerações Finais

Até hoje se desconhece o total de espécies que poderiam ter habitado ou utilizado o Parque Ecológico. Os relatos obtidos pelos moradores sempre se referiam à área do Parque Ecológico como "banhadão", evidenciando sua característica histórica de mata paludosa, tendo sido descrita como alagada e pouco freqüentada por pessoas.

As possíveis causas de extinção ou desaparecimento de espécies nativas na área, assim como a diminuição de outras, devem-se principalmente à caça, poluição dos corpos d'água, desmatamento, expansão das atividades agro-pastoris e fragmentação da área devido à construção da BR 101, acarretando a ausência de corredores que poderiam permitir a entrada e saída das espécies.

A presença das espécies mencionadas anteriormente é motivo suficiente para justificar a conservação e manutenção do Parque Ecológico Maracajá, devendo haver maior investimento em segurança, educação ambiental e elaboração de um plano de manejo da área.

5. Agradecimentos

PPG-Ecologia UFRGS; alunos da disciplina Prática Integrada de Campo/2002, funcionários do PEM, moradores locais e Prefeitura de Maracajá.

6. Referências Bibliográficas
Avila-Pires, F.D. 1999. Mamíferos descritos do estado de Santa Catarina, Brasil. Revta. bras. Zool. 16 (Supl. 2): 51-62.
CERVEIRA & KINDEL (em preparação). Mastofauna de médio e grande porte do Parque Estadual de Itapeva, Rio Grande do Sul, Brasil.
Cimardi, A.V. 1996. *Mamíferos de Santa Catarina*. Florianópolis, FATMA, 302p.
Coimbra-Filho, A.F. 1972. Mamíferos ameaçados de extinção no Brasil. *In*: *Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção*. Editado pela academia Brasileira de Ciencias. Rio Janeiro.
Emmons, J.H. 1990. *Neotropical rainforest mammals*. University of Chicago Press, Chicago, 281p.
Mittermeier, R.A., J.M. Ayres, T. Werner & G.A. Fonseca. 1992. O país da megadiversidade. Ciência Hoje 14 (81): 20-27.
Muños-Pedreros *et al*. 1995
Oliveira, L.F.B. 1978. Mamíferos, p.93-107. *In*: L. Buckup (ed.). *Relatório final convênio FATMA-UFRGS*. Porto Alegre. 337p.
WILSON, D. E.; COLE, F. R.; NICHOLS, J. D.; RUDRAN; R. & FOSTER, M. S. (eds) 1996. Measuring and monitoring biological diversity – standard methods for mammals. Smithsonian Institute. 409p.
WILSON, D.E & REEDER, D. M. 1993. *Mammal Species of the World*: *a taxonomic and Geographic Reference*. 2 eds. Smithsonian Institution Press in association with the American Society of Mammalogists, Washington, D.C. 1206p.

Capacidade de invasão de *Melinis minutiflora* em *inselberg* no estado de Minas Gerais

Marilene C. Ribeiro[a]; Flávia S. Faria[a]; Túlio D. Oliveira[a]; Ivan L.L. Costa[a]; José Eugênio C. Figueira[b]
[a] Laboratório de Ecologia de Populações, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais
[b]Professor adjunto do departamento de biologia geral da Universidade Federal de Minas Gerais
(marileneribeiro@netscape.net)

1. Introdução

A colonização e o estabelecimento de espécies exóticas da fauna e da flora em ambientes nativos e as alterações geradas pela invasão dessas espécies na composição e nas inter-relações de populações e comunidades têm sido motivo de pesquisas e preocupação nas últimas décadas (CAVELIER *et al*. 1998, PIVELLO *et al*. 1999, ADAMS 1999, GOODSELL & KATS, 1999). Entretanto, o dimensionamento dessas perturbações vem sendo efetuado principalmente em ambientes físicos receptíveis à disseminação de propágulos, pouco sendo os estudos que abordam a capacidade de invasão dessas espécies em locais com filtros seletivos (POREMBSKI 2000).

O presente trabalho tem como objetivo magnificar a capacidade de invasão de uma espécie herbácea exótica, *Melinis minutiflora* ("capim-gordura"), em ilhas de vegetação em *inselberg* (afloramento granítico de modelamento no terciário), tendo em vista ser esse um hábitat sabidamente inóspito à maioria das espécies vegetais, apresentando uma flora pouco diversificada e altamente adaptada às variações diárias de temperatura, à aridez e à escassez de nutrientes e substrato para fixação (LARSON *et al*. 2000, BURKE 2001).

2. Materiais e métodos

Área de estudo situa-se no limite entre os municípios de Cláudio e Carmopólis de Minas, no centro oeste mineiro, região da Mata do Cedro (20º25'16,8"S; 44º38'11,6"W). Esta é composta por um remanescente de Mata Atlântica (floresta pluvial semidecidual) onde afloramentos rochosos de granito – *Inselbergs* – são frequentes e contribuem para a diversidade fitofisionômica da paisagem, possuindo espécies vegetais com características marcadamente distintas das do seu entorno (RIZZINI 1997, LARSON *et al*. 2000).

O *inselberg* amostrado neste trabalho é circundado por área de pecuária extensiva a sudoeste, com vários hectares representados por gramíneas, dentre elas *Melinis minutiflora* - Poaceae C4, nativa da África, de reconhecido valor na produtividade/qualidade do leite (JUAREZ-LAGUNES 1999) e de marcante capacidade de invasão (PIVELLO *et al*. 1999). Há, também, área significativa de vegetação secundária, com componente florístico arbustivo de cerrado *stricto sensu* e cerradão (*Tibouchina, Miconia, Eugenia*), bem como de espécies de ambientes degradados (*Solanum, Ageratum*) (RIZZINI 1997).

Foram amostradas noventa e oito ilhas de vegetação no *inselberg* desde a altitude de 940 metros até 1150 metros (fornecidas pelo GPS), onde foram levantadas a área da ilha (determinada pelo microrelevo), a inclinação da rocha matriz da ilha (utilizando-se de clinômetro), a profundidade do solo em vários pontos da ilha (medida com bastão graduado em pontos aleatórios na periferia e no centro da ilha), o tipo de substrato presente na ilha (conforme efetuado por RIBEIRO 2000 – panela, canaleta, fissura e superfície lisa, sendo incluído o substrato pedregoso, quando esse se compunha de fragmentos de rocha aglomerados), o número de espécies vegetais em cada ilha, a presença de *M. minutiflora* na ilha e a porcentagem da cobertura vegetal representada pelo mesmo (estimativa visual).

Calculou-se a freqüência de ocorrência de cada espécie nas ilhas, bem como a freqüência de ilhas que apresentavam *M.minutiflora* cobrindo 50% ou mais da sua superfície. Usou-se uma análise de componentes principais para verificar se a presença de *M. minutiflora* estava associada a algumas das variáveis mensuradas, para altitudes menores e maiores que 1100m.

3. Resultados e Discussão

Foram encontradas 17 *taxa* nas 98 ilhas amostradas, sendo eles, em ordem decrescente de freqüência, *Vellozia sp*.1 (presente em 61 ilhas, correspondendo a uma freqüência relativa de 62,2%), *Pilocereus sp.* (52 ilhas – 53,1%), *Vellozia graminea* (30 – 30,6%), *Tibouchina sp.* (19 – 19,4%), *Melinis minutiflora* (17 – 17,3%), Pteridophyta (16 – 16,3%), *Vellozia sp.2* (14 –14,3%), *Microtea sp.* (13 –13,3%), *Rhynchelitrum repens* (9 –9,2%), *Dichia sp.* (8- 8,2%), *Ageratum sp.* (7 –7,1%), Malvaceae (4 –4,1%), *Erythroxylum* (1 – 1,0%), *Eugenia sp.* (1 – 1,0%), Malpighiaceae (1 – 1,0%), Fabaceae – Faboideae (1 – 1,0%), Asteraceae (1 – 1,0%).

Em 09 das 98 ilhas *M. minutiflora* ocupava 50% ou mais da cobertura vegetal, o que correspondeu a 53% das ilhas nas quais *M. minutiflora* estava presente.

Aproximadamente 80% das ilhas com *M. minutiflora* (13 ilhas) estavam localizadas acima de 1100m. De uma maneira geral, *M. minutiflora* esteve associado a ilhas com maior área, solo mais profundo, maior número de espécies e substrato pedregoso (abaixo de 1100m) ou panela (acima de 1100m).

Pelo exposto acima, pôde-se notar que *M. minutiflora* possui capacidade de colonização e estabelecimento de populações até mesmo em ambientes que limitam o crescimento da maioria das espécies vegetais, ocupando o quinto lugar em freqüência nas ilhas do *inselberg* estudado, sendo mais representativo até mesmo que espécies sabidamente adaptadas a esse ambiente, como *Vellozia* (sp.2) e *Dichia*.

A capacidade de invasão dessa espécie africana é apreciável também em *inselbergs*, já que em mais da metade das ilhas em que esteve presente, *M. minutiflora* apresentou visível dominância (50% ou mais da cobertura vegetal) sobre as outras espécies. Quando se considera que a escassez de luminosidade é fator limitante para o ganho de biomassa em *M. minutiflora* (CASTRO *et al*. 1999, D'ANTONIO *et al*. 2001), pode-se concluir que os *inselbergs* seriam locais onde populações de *M. minutiflora* não encontrariam grandes problemas para prosperar e, talvez a médio/longo prazo, até mesmo excluir algumas espécies nativas.

Um fato interessante foi a presença de espécies da vegetação secundária nas ilhas, notadamente *Tibouchina sp.* que foi a quarta espécie mais freqüente nas 98 ilhas analisadas. Isso demonstra que

essas ilhas não apresentam composição florística restrita e com alto grau de endemismo esperado para vegetação de *inselbergs* (BURKE 2002, POREMBSKI *et al.* 1997), sugerindo que, apesar da rigidez das condições ambientais, esses *inselbergs* podem abrigar espécies de campo/cerrado, provavelmente espécies "tolerantes" a falta dágua e ao baixo teor de nutrientes.

4. Conclusão

A presença de *M. minutiflora* no *inselberg* estudado caracteriza um processo de perda da identidade original desse habitat.

Esses resultados servem para reforçar a necessidade de políticas e ações efetivas acerca da introdução e manejo de espécies exóticas, uma vez que o comportamento, até o momento, imprevisível das mesmas vem colocando em risco a integridade de ecossistemas (competindo com espécies da flora local ou até mesmo facilitando a ocorrência de fogo).

5. Referência Bibliográfica

Adams, M. J. Correlated factors in amphibian decline: Exotic species and habitat change in western Washington. *Journal of Wildlife Management*. 1999, 63 (4): 1162-1171.

Burke, A. Determinants of *inselberg* floras in arid Nama Karoo landscapes. *Journal-of-Biogeography*. October, 2001; 28 (10): 1211-1220.

Burke, A. Plant communities of a Central Namib *inselberg* landscape. *Journal-of-Vegetation-Science.* August 2002; 13 (4): 483-492.

Castro, C. R. T.; Garcia R.; Carvalho, M. M.; Couto L. Grass forages production cultivated under light reduction. *Revista Brasileira de Zootecnia*.Sept.-Oct., 1999; 28 (5): 919-927

Cavalier, J.; Aide, T.M.; Santos C.; Eusse A. M. e Dupuy, J.M. The savannization of moist forests in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Journal-of-Biogeography*. Sept., 1998; 25 (5) 901-912.

D'Antonio, C. M.; Hughes, R. F.; Vitousek, P. M. Factors influencing dynamics of two invasive C4 grasses in seasonally dry Hawaiian woodlands. *Ecology* Washington D C. January, 2001; 82 (1): 89-104.

Goodsell, J. A.; Kats, L. B. Effect of introduced mosquitofish on Pacific treefrogs and the role of alternative prey. *Conservation-Biology.*1999; 13 (4): 921-924.

Juaréz Lagunes F. I.; Fox, D.G.; Blake, R. W.; Pell, A. N. Evaluation of tropical grasses for milk production by dual-purpose cows in tropical Mexico. *Journal of Dairy Science*. Oct., 1999; 82 (10): 2136-2145

Larxon, D. W.; Matheus, U.; Kelly, P.E. *Cliff ecology. Pattern and process in cliff ecosystems*. Cambridge Studies in Ecology. Cambridge: Cambridge University Press, 2000.

Pivello, V.R.; Nagako, S.C.; Tadeu, M.S. Alien grasses in Brazilian savannas: A threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation*. Sept., 1999; 8 (9): 1281-1294

Porembski, S.; Seine, R.; Barthlott, W. *Inselberg* vegetation and the biodiversity of granite outcrops. *Journal-of-the-Royal-Society-of-Western-Australia.* Sept., 1997; 80 (3) 193-199..

Porembski, S. The invasibility of tropical granite outcrops ('inselbergs') by exotic weeds. *Journal-of-the-Royal-Society-of-Western-Australia*. September, 2000; 83 (3): 131-137.

Ribeiro, K. T. *Estrutura, dinâmica e biogeografia das ilhas de vegetação rupícula do Planalto do Itatiaia*. Tese (doutorado em ecologia). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2000.

Rizzini C. T. *Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos.* São Paulo, Âmbito Cultural Edições Ltda, 1997.

Florística e Estrutura do Estrato de Regeneração de Três Estádios Serais de Floresta de Restinga no Paraná

Marina Tadei[a], Larissa L. Mellinger[b], Cecília G. Simões[b], Fernando M. Ramos[b] & Márcia C. M. Marques[c]

[a]acadêmica do Curso de Ciências Biológicas - Universidade Federal do Paraná (marina_cwb@hotmail.com) [b]acadêmicos do Curso de Ciências Biológicas - UFPR, [c]Departamento de Botânica - UFPR

1.Introdução

As Florestas de Restinga são incluídas nos domínios da Floresta Atlântica sendo caracterizadas por distribuírem-se sobre as planícies costeiras quaternárias, principalmente das regiões sul e sudeste da costa brasileira, desenvolverem-se em solo arenoso de origem marinha e constituírem ecossistemas bastante heterogêneos (Suguio & Tessler 1984, Lima & Capobianco 1997). A variação vegetacional nestas Restingas diferem basicamente em função da proximidade do mar (definido condições distintas de salinidade) e das características físicas e hidrológicas do substrato (Araujo 1992, Menezes-Silva 1998).

Ecossistemas tropicais como estes estão sujeitos a variações ambientais constantes que lhes conferem um equilíbrio dinâmico único (Longman & Jeník 1987). Deste modo, as florestas podem ser consideradas mosaicos formados por trechos de vegetação de diferentes idades produzidos por distúrbios e influenciados por fatores bióticos e abióticos (Martínez-Ramos *et al*. 1989).

Para se recuperar de uma alteração natural ou provocada pelo homem, a floresta pode contar com diversos fatores dependendo da intensidade e natureza do distúrbio. Em áreas onde a perturbação foi menos intensa e alguns residentes sobrevivem, a colonização pode provir do recrutamento de indivíduos jovens já presentes e não afetados pelo distúrbio, do rebrotamento de estruturas vegetativas remanescentes, das sementes presentes no solo (banco de sementes), ou daquelas provenientes de regiões vizinhas (chuva de sementes) (Brokaw & Scheiner 1989, Schupp *et al*. 1989).

Procurou-se nesse trabalho avaliar florística e estruturalmente o estrato de regeneração de trechos de Floresta de Restinga no litoral paranaense, através do estudo em uma cronoseqüência, representada por áreas que sofreram distúrbio em diferentes épocas, no litoral do Paraná. O objetivo foi verificar a importância deste estrato na dinâmica de recuperação deste tipo florestal, o que pode subsidiar futuros planos de manejo.

2. Métodos

O estudo foi realizado na Floresta Estadual do Palmito localizada no município de Paranaguá - PR, entre as coordenadas 25°35' de latitude Sul e 48°32' de longitude Oeste. Esta localidade apresenta áreas florestais que foram alteradas, devido ao corte raso e/ou queimada para o cultivo de abacaxi, banana e mandioca o qual foi posteriormente abandonado, quando se deu o início a regeneração natural. Três destas áreas, abandonadas há aproximadamente 21, 34 e 59 anos foram escolhidas para o presente estudo como representantes de distintos níveis sucessionais, denominadas de inicial, intermediária e avançada, respectivamente.

Em cada uma das áreas, um trecho de 1000m² foi dividido em 10 parcelas contíguas de 10x10m (na área avançada, neste primeiro momento, utilizaram-se 10 sub-parcelas de 5x5m). O levantamento do estrato de regeneração foi realizado para todos os indivíduos juvenis (altura superior a 1m e PAP<15cm) de espécies arbóreas e arbustivas presentes. Estes foram marcados, identificados, quantificados e medidos (altura e diâmetro ao nível do solo).

Para as espécies amostradas foram estimados parâmetros de freqüência, densidade, cobertura e importância, baseando-se nas fórmulas de Müeller-Dombois & Ellenberg (1974) e calculados o índice de diversidade de Shannon (H') e a eqüabilidade (J) (Pielou 1975), utilizando-se o programa FITOPAC (Shepperd 1988). A similaridade florística entre as três áreas foi calculada pelo coefici-

ente de Sørensen (Müller-Dombois & Ellenberg 1974).

3. Resultados e Discussão

No total das três áreas foram amostrados 2.747 indivíduos, distribuídos em 77 espécies pertencentes a 37 famílias. Na área inicial foram 934 indivíduos, pertencentes a 31 espécies de 23 famílias de Angiospermas. O diâmetro médio foi de 27,31cm (±23,83cm) e a altura média 2,42m (±1,34m). A área intermediária apresentou 1.639 indivíduos pertencentes a 57 espécies de 28 famílias. O diâmetro médio foi de 14,48cm (±14,71cm) e a altura média 2,10m (±1,26m). Na área avançada foram amostrados 174 indivíduos (parcelas de 5x5m) pertencentes a 38 espécies de 23 famílias. O diâmetro médio foi de 21,37cm (±14,71cm) e a altura média 2,45m (±1,26m).

Ao avaliar o estrato de regeneração das áreas pode-se observar que o índice de diversidade (H') aumentou conforme o avanço da sucessão. A área inicial apresentou uma diversidade bastante baixa (H'=1,99), seguida pela intermediária (H'=2,76); já a área avançada, com índice de 3,19, se aproximou de índices comuns a Floresta Atlântica que são de 3,3 à 4,1. A eqüabilidade é um outro fator que marcou o avanço na sucessão. Baixa equabilidade da área inicial (J=0,58) demonstra a dominância que apenas duas espécies (*Ilex theezans* e *Gaylussacia brasiliensis)*, que representaram 62% de todos os indivíduos amostrados. Na área intermediária a equabilidade foi maior (J=0,68) sendo que *Ocotea pulchela* representou 30,7% dos indivíduos amostrados. Já na área avançada a equabilidade de 0,88 mostra uma tendência a homogeneidade na distribuição das espécies.

Ilex theezans se mostrou a espécie com maior valor de importância (VI) na área inicial principalmente por apresentar uma dominância elevada. A representatividade desta espécie já foi contatada por F. Ramos (comunicação pessoal), quando descreveu estrato adulto destas mesmas áreas. A espécie continuou tendo um valor de importância alto tanto na área intermediária quanto na avançada ocupando o terceiro lugar em VI nestas duas áreas.

Algumas espécies como *Clusia criuva* e *Guatteria australis* conservaram seus valores de importância relativamente constantes nas áreas, enquanto *Gaylussacia brasiliensis* apareceu apenas no trecho inicial apresentando o segundo valor de importância e *Geonoma schottiana* e *Calophyllum brasiliense* só apareceram na área intermediária e avançada, o que sugere serem espécies que caracterizam um estádio mais avançado na sucessão.

Entre as famílias encontradas, Myrtaceae merece destaque, pois apresentou o maior número de espécies nas três áreas e seu VI ficou sempre entre os quatro mais altos.

A densidade na área intermediária (16.390 indiv.ha^{-1}) foi superior às áreas inicial (9.340 indiv.ha^{-1}) e avançada (6.960 indiv.ha^{-1}), devido principalmente ao fato desta primeira área apresentar um sub-bosque mais desenvolvido em função da ocorrência de muitas espécies arbustivas que não apareceram nas outras áreas.

Ao se comparar a similaridade florística entre as áreas, foi encontrada uma grande semelhança da área intermediária com a avançada (61%) demonstrando que apesar de suas particularidades, as áreas intermediária e avançada mantêm uma forte relação florística entre si. A similaridade entre a área inicial e a intermediária foi de 43%, enquanto a menor relação foi entre a avançada e a inicial (35%) o que provavelmente se deva a grande diferença temporal (38 anos) no processo de sucessão ocorrido nestas últimas.

4. Conclusões

O estudo do estrato de regeneração de áreas de Floresta de Restinga em três diferentes estádios sucessionais permitiu concluir que:

· a riqueza de espécies e a densidade de indivíduos da área intermediária (57 espécies; 16.390 indiv.ha^{-1}) foram superiores em relação à avançada (38 espécies; 6.960 indiv.ha^{-1}) e à inicial (31 espécies; 9.340 indiv.ha^{-1}), em função, principalmente das características do sub-bosque da primeira área;

· o índice de diversidade e a eqüabilidade aumentaram da área inicial (H'=1,99; J=0,58), para a intermediária (H'=2,76, J=0,68) e avançada (H'=3,19, J=0,88), indicando uma maior homogeneidade na distribuição dos indivíduos da comunidade, de acordo com o avanço do processo sucessional;

· a similaridade florística foi maior entre as áreas intermediária e a avançada (61%) e entre as áreas inicial e intermediária (43%) e menor entre a avançada e inicial (35%), devido principalmente às diferenças temporais entre estas duas últimas no início do processo de sucessão;

· devido à grande densidade de indivíduos e a representatividade florística do estrato de regeneração, este pode ser uma importante fonte de novos indivíduos num processo de restauração ambiental da Floresta de Restinga.

5. Referências Bibliográficas

Araujo, D. S. D. (1992). Vegetation types of sandy costal plains of tropical Brazil: a first aproximation. In U. SEELINGER (ed.). *Costal plant communities of Latin America*. Academic Press,New York, 337-381p.

Brokaw, N. V. L. & Scheiner, S. M. (1989). Species composition in gaps and structure of a tropical forest. *Ecology 70*(3): 538-541p.

Lima, A ; Capobianco, J. P. (1997). Mata Atlântica: avanços legais e institucionais para sua conservação. *Documento do ISA nº 4*. São Paulo.

Longman, K. A. & Jeník, J. (1987). *Tropical forest and its environment*. 2ª ed. Longman Scient. & Tech, New York, 347 p.

Martínez-Ramos, M; Alvarez-Buylla, E; Srukman,J. (1989). Tree demography and gap dynamics in tropical rain forest. *Ecology 70*(3): 555-558p.

Menezes-Silva, S. (1998). *As formações vegetais da planície litorânea da Ilha do Mel, Paraná , Brasil: Composição florística e principais características estruturais*. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, UNICAMP.Campinas.

Müller-Dombois, D. & Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. Jon Wiley. New York, 574p.

Pielou, E. C. (1975). *Ecological diversity*. Wieley-Interscience , New York, 165p.

Schupp, E. W.; Howe, H. F.; Augspurger, C. K. & Levey. (1989). D. J. Arrival and survival in tropical trefall gaps. *Ecology 70*(3): 562-564p.

Shepherd, G.J. (1988). *Fitopac 1. Versão Preliminar*. Unicamp.

Suguio, K; Tessler, M. G. (1984). Planícies de cordões litorâneos quaternários do Brasil: origem e nomenclatura. In Lacerda, L. D.; Araújo, D. S. D.; Cerqueira, R (orgs). *Restingas: origem estrutura e processos*. CEUFF, Niterói.

Complexo vegetacional litorâneo do Ceará

Marta Maria de Almeida Souza[1] & Everardo V. S. B. Sampaio[2]
[1]Doutoranda em Botânica - UFRPE - Dept° de Biologia da Universidade Regional do Cariri – URCA — [2]Dept° de Energia Nuclear - Universidade Federal de Pernambuco - UFPE.

1. Introdução

O litoral brasileiro tem seu ponto extremo setentrional a 04^{0}52'45" Lat. N' no rio Oiapoque, no Amapá, e o meridional a 33^{0}45'10" Lat. S. no Arroio Chuí, no Rio Grande do Sul, o qual corresponde a um total de 7.408 Km de extensão. Destes, cerca de 5.000 Km são ocupados por ecossistemas de restingas e dunas (Maciel, 1990; Furlan *et al*. 1990, Guerra, 1989; Araújo & Lacerda, 1987).

Nos domínios do clima semi-árido do Nordeste insere-se a costa cearense, onde ocorrem diversas formas litorâneas, destacando-se as falésias e campos de dunas quaternárias (Souza, 1988), distribuídas ao longo de seus 573 km de extensão, que corresponde a 17,33% do litoral nordestino (IBGE, 1998).

Por razões de ordem climática, o litoral cearense é beneficiado por um quadro ecológico particular, contrastante com a semiaridez do clima predominante no Estado (Fernandes, 1990). Refletindo a vegetação uma gama variada de fatores que com ela interagem, mostra-se como a conseqüência mais direta e mais visível da condi-

ção ecológica local. Todavia, não há como identificar uma vegetação litorânea homogênea, com características de autonomia, isenta da interferência de outros tipos individualizados alhures (Fernandes, 1990). É, por isso, que preferível designá-la como Complexo Vegetacional Litorâneo. Tal designação não só traduz uma diversificação fisionômica, como também expressa uma composição em que geralmente se mesclam espécies próprias do litoral com outras provenientes das matas vizinhas, das caatingas adjacentes, além de diversas do cerrado (Fernandes, 1990).

Figueiredo (1997) referiu-se à vegetação do litoral cearense que vai desde a fimbria oceânica ao contato com as rochas cristalinas ou Grupo Apodi como sendo um complexo vegetacional composto de: a) vegetação pioneira psamófila, b) floresta retaguarda das dunas e c) vegetação dos tabuleiros litorâneos, esta dividida em três unidades: floresta de tabuleiro, cerrado e caatinga.

Objetivando contribuir com estudos na zona costeira do Brasil, especificamente do Ceará, realizou-se o levantamento de todas as espécies coletadas no Complexo Vegetacional Litorâneo Cearense.

2. Material e Métodos

O Estado do Ceará ocupa um território de 148.016 Km^2, situando-se entre as coordenadas de $2^0$46'30" e $7^0$52'15" de Lat. S e entre $37^0$14'45" de long. W Gr. A extensão litorânea é da ordem de 573 Km.

Segundo a classificação de Koppen, a costa cearense possui um clima do tipo Aw' – Clima Tropical Chuvoso –, que corresponde ao macroclima da faixa costeira, sendo quente e úmido com chuvas concentradas no período de verão/outono. Na análise climática de Gaussen, o clima é classificado como 4bth – Termoxeroquimênico Médio – Tropical Quente, com um período de estiagem que se prolonga de cinco a seis meses, com um índice xerotérmico entre 100 e 150. Nessa área, as temperaturas médias anuais são elevadas e homogêneas, situando-se em torno de 26^0C. As precipitações também são elevadas mas extremamente irregulares, alcançando valores entre 1.000 e 1.500 mm anuais nas áreas mais próximas à linha da costa e entre 750 e 1.000 mm nas áreas mais interiorizadas, ocorrendo os maiores índices no período de fevereiro a maio, enquanto o período compreendido entre junho e janeiro caracteriza a estação seca (Bezerra, 1989).

Dois aspectos distintos da paisagem litorânea, resultantes da combinação dos fatores geológicos e climáticos, podem ser identificados no litoral cearense: o conjunto formado pelas feições que compões a planície litorânea e as superfícies planas mais interiorizadas classificadas como tabuleiros pré-litorâneos (Sales, 1993). As gerações de dunas do litoral cearense ainda não foram suficientemente estudadas, mas é possível discernir pelo menos três tipos de formações: as dunas atuais móveis, as dunas atuais estabilizadas e as dunas mais antigas edafizadas (Sales, 1991).

Devido à sua gênese recente, as Areias Quartzosas Marinhas, em alguns de seus facies, constituem-se, basicamente de depósitos sedimentares, sem qualquer estruturação edáfica, enquanto outros solos, mais desenvolvidos possuem um horizonte superficial representativo com um teor de matéria orgânica maior. As Areias Quartzosas Marinhas possuem uma profundidade e drenagem elevada, sofrendo intensos processos de lixiviação, sendo consideradas solos distróficos, com pH de 4,5 a 5,5, de forte a pouco ácidos (Vicente da Silva, 1998).

Para determinação da composição florística foi realizado o levantamento no acervo de todas as excicatas do Herbário EAC (Herbário Prisco Bezerra, Departamento de Biologia, Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará – UFC) e do Herbário Afrânio Fernandes da Universidade Estadual do Ceará – UECE, também de todos os trabalhos realizados no litoral cearense. No Estado do Ceará são poucos os trabalhos sobre a flora do litoral, entre eles podemos destacar os de Vicente da Silva, (1987, 1993, 1998), SEMACE, (1998) Matias & Nunes, (2000) e Silva, (2000).

Foram feitas listagens florística constituídas por família, gênero e espécie elaboradas segundo a classificação de Cronquist (1988).

3. Resultados e discussão

No complexo vegetacional litorâneo do Ceará foram levantadas 470 espécies, 315 gêneros e 98 famílias com Fabaceae, Poaceae e Rubiaceae apresentando o maior número de gêneros com 28, 21 e 16 respectivamente. As famílias que apresentaram o maior número de espécies foram Fabaceae com 49, Poaceae com 40 e Caesalpiniaceae com 35 espécies.

As famílias Myrtaceae, Bromeliaceae e Asteraceae não foram representativas para o complexo vegetacional litorâneo do Ceará como comumente acontece nos estudos de restinga.

As Myrtaceae, além de contribuírem de maneira significativa para a vegetação e flora de restinga (Araújo & Henrique, 1984) contribuem, também, de maneira surpreendente, para a vegetação de dunas (Trindade, 1991). No trabalho realizado por este autor num total de 2.538 individuos amostrados, 883 pertencem a esta família, surgindo em segundo plano, Caesalpiniaceae com 329 indivíduos. A representatividade de Myrtaceae no litoral cearense foi registrada na década de 50 por Ducke (1959), que considerou está família uma das mais importantes da flora dos tabuleiros, pelo menos em número de indivíduos, no qual ela excede de muito a todas as outras.

A não constatação de Myrtaceae entre as famílias com o maior número de espécies no litoral do Ceará só vêm comprovar os poucos estudos florísticos realizados nestas áreas.

Entre as espécies mais representativas do litoral cearense estão: *Alternanthera tenella, Anacardium occidentale, Anacardium microcarpum, Basanacantha spinosa, Bauhinia macrostachya, Borreria verticillata Byrsonima verbascifloia, Capparis flexuosa, Chamaecrista desvauxii, Chamaecrista ramosa, Canavalia brasiliensis,Canavalia obtusifolia, Caesalpinia ferrea, Davilla cearensis, Dodonaea viscosa, Guettarda angelica, Hydrocotyle umbellata,Indigofera microcarpa, Ipomoea pes-caprae, Ipomoea asarifolia, Iresine portulacoides, Lantana camara, Mimosa misesa, Mollugo verticillata, Pavonia cancellata, Passiflora cincinnata, Remirea maritima, Richardia grandiflora, Scaevola plumieri, Ouratea fieldingiana, Tocoyena formosa, Trema micrantha e Sesuvium portulacastrum.*

Analisando a listagem florística do complexo vegetacional litorâneo do Ceará observamos a existência de muitas espécies pertencentes a outros ecossistemas (Caatinga, cerrado, Mata Atlântica), confirmando os comentários de Freire (1990), Araújo & Lacerda (1987), Fernandes (1990) e Figueiredo (1997).

Silva (2000), analisou a similaridade florística através de um dendrograma resultante da análise de agrupamento, a partir da matriz binária de espécies em treze trabalhos realizados no Ceará, Maranhão, Rio Grande do Norte e Paraíba. Verificou um nível baixo de similaridade florística entre a maioria das áreas litorâneas nordestinas. Comenta que essa dissociação deve ao fato de englobar uma grande variação de ambiente, indo desde locais mais próximos ao mar (sedimentos holocênicos recentes) até relevos do Grupo Barreiras mais distantes do mar.

Concordando com este autor existe uma grande variabilidade ambiental no litoral nordestino sobretudo no Ceará, mas não podemos esquecer que também existe uma grande carência de estudos nestas áreas o que não permite uma afirmação confiável ou correta com relação ao complexo vegetacional litorâneo do Estado do Ceará e nem mesmo uma comparação substancial com as restingas, onde se possa avaliar com certeza o grau de similitude florística.

4. Conclusão

Apesar do complexo vegetacional litorâneo do Ceará apresentar até o momento 470 espécies coletadas e registradas, ainda existem poucos estudos. Assim, é necessário o incremento de pesquisas nestas áreas afim de se caracterizar este ecossistema e definir seus padrões florísticos e fisionômicos.

5. Referências bibliográficas

Araújo, D.D.S. DE.; Lacerda, L.D. de. 1987. A natureza das

restingas. Ciência Hoje, Rio de Janeiro, v. 6, n. 33, p.42-48..
Araújo, D.D.S. de & Henriques, R.P.B. 1984. Análise florística das restingas do Estado do Rio de Janeiro. In: Lacerda, L. D. de et. (orgs). Restingas: Origem, Estrutura, Processos. Niteroi. CEUFF. 159-193p.
Bezerra, E. C. 1989. Balanço hídrigo. In: atlas do Ceará, SEPLAN.
Cronquist, A. 1988. The Evolution and Classification of Flowering Plants. The New York Botanical Garden, New York.
Ducke, A. 1959. Estudos Botânicos no Ceará. Separata dos Anais da Acad. Bras. de Ciência. V.31. n.2 – pg. 211-308.
Fernandes, A. 1990. Temas Fitogeográficos. Stylus Comunicações, Fortaleza.
Figueiredo, M.A. 1997. A cobertura vegetal do Ceará. In: Atlas do Ceará. Edições IPLANCE, Fortaleza.
Freire, M.S.B. 1990. Levantamento florístico do Parque Estadual das Dunas de Natal. Acta. Botânica Brasilica. 4 (2/Supl.): 41-59.
FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA. 1998. Anuário Estatístico do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE.
Furlan, A.; Monteiro, R.; Cesar, O. 1990. Estudos florísticos das matas de restinga de Picinguaba-SP. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA – ESTRUTURA, FUNÇÃO E MANEJO, 2, 1990, Águas de Lindóia. Anais do Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira – Estrutura, Função e Manejo. São Paulo: Academia de Ciências do Estado de São Paulo,. V. 3, p. 326-351. (ACIESP. Publicação, 71-3).
Guerra ,A.T. 1989. Dicionário geológico-geomorfológico. 7 ed. Rio de Janeiro: IBGE,. 44p.
Maciel, N.C. 1990. Praias, dunas e restingas: unidades de conservação da natureza no Brasil. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRA – ESTRUTURA, FUNÇÃO E MANEJO, 2, 1990, Águas de Lindóia. Anais do Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira – Estrutura, Função e Manejo. São Paulo: Academia de Ciências do Estado de São Paulo,. V. 3, p. 326-351. (ACIESP. Publicação, 71-3).
Sales, V. C. 1991. Relatório Técnico "Diagnóstico Ambiental da Lagoa do Papicu" para Dissertação de Mestrado, USP.
Sales, 1993. Forúm da Sociedade Civil Cearense sobre meio ambiente e desenvolvimento: Diagnóstico sócio-ambiental do Estado do Ceará: O olhar da sociedade civil. Fortaleza: 200p. Il.
Silva, 2000. Caracterização vegetacional e florística de uma ára de dunas fixas da Estação Ecológica do Pecém, Litoral Cearense. (Monografia de Biologia). Universidade Federal do Ceará, 25p.
Souza, M.J.N., 1988. Contribuição ao estudo das Unidades Morfo-estruturais do Estado do Ceará, Rev. Geologia (1): 73-91.
Vicente da Silva, E. 1987. Modelo de aprovechamiento y perservación de los manglares de Marisco y Barro Preto – Aquiráz – Ceará – Brasil. Zaragoza, (Dissertação de Mestrado).
_____1993. Dinamica da paisagem: estudo integrado de ecossistemas litorâneos em Heuva (Espanha) e Ceará (Brasil). Rio Claro. (Tese de Doutorado)
_____1998.Geoecologia da Paisagem do Litoral Cearense: uma abordagem ao nível de escala regional e tipológica. Tese de professor Titular de Geografia, Departamento de Geografia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-CE.

Caracterização do Regime de Luz em Diferentes Unidades Fitogeográficas: Comparação entre Quatro Formações Florestais no Estado de São Paulo

Marta Regina Almeida Muniz [a]; Sergius Gandolfi [b]; Ricardo Ribeiro Rodrigues [b]

[a] mestranda em Biologia Vegetal/Universidade Estadual de Campinas (mramuniz@esalq.usp.br); [b] Prof. Dr. do Depto de Ciências Biológicas da Esalq/USP

1. Introdução

Para entender a dinâmica de florestas tropicais é fundamental entender o papel da luz no meio ambiente (Hogan & Machado, 2002), pois a partir do processo de fotossíntese, as plantas transformam energia solar em química dando origem a uma variedade de moléculas que compõe o tecido vegetal. E ao se alimentar das plantas, os animais indiretamente vivem da energia solar.

A luz é importante sob dois aspectos: como fonte de energia e informação, qualitativa, quantitativa, temporal e direcional (Hart, 1990), estando envolvida em processos como: acúmulo de biomassa, determinação da forma, orientação espacial e temporal, defesa, manutenção dos indivíduos e a perpetuação da espécie (Gandolfi, 2000).

A luz varia no espaço e no tempo, sendo que em larga escala, podemos considerar sua variação à diferentes latitudes ou a sua variação ao longo do ano. Em pequenas escalas, podemos observar essa variação a curtas distâncias, até mesmo centímetros (Hogan & Machado, 2002). Essa variabilidade lumínica resulta numa gama de adaptações nas plantas e animais, os quais respondem tanto morfologicamente quanto fisiologicamente, às essas diferenças de intensidade de luz.

A estrutura da floresta (altura do dossel, área basal, densidade de fustes) afeta as condições lumínicas e determina tanto a qualidade, quanto a quantidade de luz que chega no sub-bosque, assim como a latitude, topografia, nebulosidade influenciam na intensidade de luz que chega no dossel da floresta.

O sudoeste brasileiro caracteriza-se pela presença de remanescentes florestais de diferentes unidades fitogeográficas ocorrendo muito próximos entre si e numa pequena amplitude latidudinal, sendo encontrados entre 25^0 e 22^0 de latitude sul, fragmentos de pelo menos quatro grandes formações florestais (Veloso 1992): Floresta de Restinga, Floresta Ombrófila Densa (Floresta Atlântica), Floresta Estacional Semidecidual e Cerradão, cada qual com composição florística, estrutura e dinâmica próprias, em função dos fatores bióticos e abióticos determinantes.

As Florestas Tropicais se apresentam normalmente organizadas em mosaicos vegetacionais, como expressão do mosaico ambiental e/ou sucessional, formando manchas de clareiras e manchas recobertas pelo dossel, onde diferentes espécies estão distribuídas ao longo da floresta. Essas manchas do mosaico vegetacional existentes dentro de uma floresta podem exibir distintos regimes de luz, sendo que diferentes espécies arbustivo-arbóreas apresentam capacidade diferencial de sobreviver, de se desenvolver e de se distribuir no mosaico florestal , em função de suas adaptações a esses regimes de luz. Essas espécies podem ser reunidas e classificadas em número relativamente restrito de grupos ecológicos, a partir de suas características adaptativas e de sua distribuição dentro desse mosaico florestal. Tais grupos podem ser denominados de espécies pioneiras, secundárias e climax (Gandolfi 1999, Denslow 1980), além das espécies que vivem no sub-bosque. Essas classificações têm em comum o fato de considerar a capacidade de regenerar e sobreviver desses diferentes grupos de espécies, sob distintos regimes de luz.

O processo de regeneração dentro de uma floresta, para ser compreendido, depende do conhecimento de pelo três aspectos: os regimes de luz existentes dentro da floresta; a adaptação das diferentes espécies a esses regimes de luz e os processos relacionados com a gradual substituição dessas espécies no tempo, sendo

que os conhecimentos e resultados gerados a partir de estudos como este, podem ser utilizados na definição teórica e metodológica da restauração, manejo e conservação destas florestas.

O objetivo geral do presente trabalho é descrever, ao longo de um ano, os regimes de luz existentes em diferentes situações do mosaico florestal (trechos com clareiras e trechos cobertos pelo dossel) nos quatro principais tipos florestais do estado de São Paulo: Floresta de Restinga, Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana, Floresta Estacional Semidecidual e Cerradão, e comparar os padrões existentes dentro e entre essas quatro formações, testando a hipótese de que os diferentes tipos florestais apresentam diferentes padrões de luz, uma vez que tais formações diferem entre si quanto as suas características fisiográficas, fisionômicas, florísticas e mesmo estruturais.

2. Materiais e Método

O estudo está sendo desenvolvido em quatro tipos de Unidades Fitogeográficas: Floresta de Restinga (Parque Estadual da Ilha do Cardoso), Floresta Ombrófila Densa Sub-montana (Estação Ecológica de Carlos Botelho), Floresta Estacional Semidecidual (Estação Ecológica de Caetetus) e Cerradão (Estação Ecológica de Assis).

A caracterização do regime de luz está sendo realizada em diferentes escalas temporais (diária, mensal, estacional e anual) e espaciais (clareiras e sub-bosque) com o uso do método de amostragem através de medidas diretas (sensores de quantum - Licor) dos níveis de radiação fotossinteticamente ativa (PAR). Para a escala espacial, 7 diferentes condições do mosaico florestal foram consideradas: centro de clareira grande, borda interna de clareira grande, borda externa de clareira grande, sub-bosque a 10m e a 20m da borda da clareira grande, centro de clareira pequena e sob dossel decíduo. Sendo para escala temporal, os sensores estão acoplados a um data logger CR10X-2M programado para registros de leituras contínuas a cada minuto.

A partir dos registros de cada sensor será possível descrever: o curso da variação diária da PPFD (densidade de fluxo de fótons fotossintéticos); a PPFD total diária (mensal, estacional e anual); a PPFD máxima e mínima (diária, estacional e anual); o número de "sunflecks" (fachos de luz que chegam no sub-bosque)/dia; duração máxima dos "sunflecks"/dia; a máxima intensidade (PPFD)/dia dos "sunflecks" e a distribuição de freqüência dos registros em classes de PPFD.

3. Resultados e discussões

Os resultados iniciais do estudo mostram que para o período de maio a julho de 2003, a menor intensidade diária de luz na condição de sub-bosque foi observada em Floresta Ombrófila Densa Sub-montana com PPFD total diária de 0,05mmol.m^{-2}.dia^{-1} e a maior intensidade para Cerradão com 0,50mmol.m^{-2}.dia^{-1}), enquanto que para e Floresta sobre Restinga e Floresta Estacional Semidecidual, os menores valores encontrados para a condição de sub-bosque foram 0,07mmol.m^{-2}.dia^{-1} e 0,17mmol.m^{-2}.dia^{-1} respectivamente, ou seja, o sub-bosque que recebeu mais luz durante esse período foi o do Cerradão, cuja intensidade de luz foi cerca de 10 vezes maior que a da Floresta Ombrófila Densa Sub-montana. Os valores apresentados referem-se aos totais de PPFD recebida por dia.

O fato do Cerradão ter apresentado nesse curto período a condição de sub-bosque mais iluminada se deve ao conjunto de características (altura do dossel, estrutura da floresta, densidade da copa dos indivíduos) dessa formação, onde observou-se que a altura do dossel, complexidade estrutural, densidade e justaposição das copas dos indivíduos arbóreos são menores quando comparadas às outras formações.

No Cerradão foi observado a presença de poucas clareiras de tamanhos relativamente pequenos, sendo que os indivíduos dessa formação apresentam menores DAPs (diâmetro à altura do peito) e altura. O mesmo pôde ser observado para Floresta sobre Restinga, porém esta com presença de muitas epífitas. Já para Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila Densa Sub-montana, as clareiras observadas são maiores e a estrutura da floresta mais complexa, com a presença muitas lianas na Floresta Estacional Semidecidual e muitas epífitas na Floresta Ombrófila densa Sub-montana.

Considerando que indivíduos maiores (altura e DAP) ao caírem abrem grandes clareiras, pode-se pensar que na Floresta Ombrófila Densa Sub-montana, as clareiras são maiores e consequentemente mais iluminadas. Porém um fator importante a ser considerado é a topografia. Devido a declividade acentuada encontrada nessa formação, a luz que entra pela abertura no dossel não necessariamente incide sob essa abertura. Isso pode explicar baixas intensidades de luz na condição de clareira em Floresta Ombrófila Densa Sub-montana quando comparada à Floresta Estacional Semidecidual, cuja altura e DAP dos indivíduos arbóreos também é elevada, comparada a anterior, porém com declividade pouco acentuada.

As menores amplitudes de variação entre as condições menos iluminadas e as mais iluminadas foram observadas para o Cerradão e Floresta sobre Restinga, podendo ser explicadas devido a menor complexidade estrutural dessa formações, que apresentam um dossel menor e menos denso (menor justaposição das copas dos indivíduos arbóreos e menor densidade de suas folhagens) que nas Florestas Estacional Semidecidual e Ombrófila Densa Sub-montana, o que faz com que a luz incida com maior intensidade no sub-bosque sem a interferência da folhagem das copas dos indivíduos.

4. Conclusões

O resultados inicias já mostram que há diferença na intensidade de luz entre as diferentes condições do mosaico vegetacional, assim como entre as diferentes formações florestais que estão sendo estudadas. Porém esses dados representam apenas um período de coleta de dados (maio e junho de 2003), que caracteriza-se pelo período do ano em que o sol incide sobre esses locais com o seu menor ângulo de inclinação, o que significa menor intensidade de luz incidindo sobre essas formações. Ao longo do estudo espera-se que as amplitudes de variação entre as áreas menos iluminadas e as mais iluminadas sejam maiores, uma vez que o angulo de inclinação do sol aumenta ao se aproximar a estação verão, o que resulta em uma incidência mais vertical de luz sobre esses locais. Sendo que até a data do Congresso (novembro 2003) mais dados serão coletados e as considerações acima serão testadas e confirmadas para a apresentação do trabalho.

5. Referências bibliograficas

DENSLOW, J.S. 1980. Gap partioning among Tropical Rainforest sucecssion trees. Biotropica (Suppl.) 12:47-55.

GANDOLFI, S. 1999. Sucessão, Grupos Ecológicos e as Florestas Semidecíduas. In: I Simpósio Sobre Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais, Trabalhos Convidados, Piracicaba, São Paulo.

GANDOLFI, S. 2000. História Natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no Município de Campinas (São Paulo, Brasil). Tese de Doutorado, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 520p.

HART, J.W. 1990. Light and Plant Growth. Unwin Hyman Ltda, London, England, 185 p.

HOGAN, K.P.; MACHADO, J.L. 2002. La luz solar: consecuencias biológicas y medición. In: GUARIGUATA, M.R. & KATTAN, G.H. (eds). 2002. Ecologia y conservación de Bosques Neotropicales. LUR (Livro Universitário Regional) p.119-143.

VELOSO, H.P. 1992. Sistema fitogeográfico. In: Manual Técnico da Vegetação Brasileira. IBGE, Série Manuais Técnicos em Geociências, Rio de Janeiro, v.1, p.8-38.

Dinâmica de girinos de *Crossodactylus gaudichaudii* (Anura: Leptodactylidae) em córregos de uma área de Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ.

Mauricio de Almeida Gomes1;Carlos Frederico Duarte da Rocha2; Monique Van-Sluys2; Fábio Haruki Hatano2
1Graduação - Universidade do Estado do Rio de Janeiro (mgbioanf@ig.com.br); 2Universidade do Estado do Rio de Janeiro

1.Introdução

A Mata Atlântica constitui um ecossistema extremamente ameaçado pela ação antrópica, e hoje encontra-se fragmentada em pequenos fragmentos fundamentalmente ao longo da costa leste do Brasil. O rápido processo de destruição a que está sendo submetida compromete a diversidade biológica, bem como o conhecimento de sua fauna e flora. Apesar de ser um ecossistema amplamente destruído, a Mata Atlântica ainda mantém um grande número de espécies e de grupos filogeneticamente distintos. Concomitante à degradação da mata Atlântica, os anfíbios do planeta atualmente estão sofrendo um declínio global de espécies, cujas causas ainda não estão completamente esclarecidas. Contudo é sabido que em grande parte as espécies declinando possuem larvas aquáticas. O conhecimento sobre os parâmetros da ecologia e história natural das espécies deste grupo são fundamentais para facilitar a compreensão deste processo. No caso dos anfíbios anuros, o pequeno volume de dados disponíveis aponta para a necessidade de estudos sistematizados sobre a ecologia das espécies e, particularmente desse bioma. Ao enfocar pesquisas sobre a ecologia das populações e de comunidades, o comportamento, a biologia reprodutiva e o *status* das populações, os dados obtidos podem fornecer importantes subsídios para o manejo e conservação das espécies e, consequentemente a preservação da biodiversidade.

O presente trabalho teve como objetivo estudar a dinâmica de girinos do anfíbio Leptodactilídeo *Crossodactylus gaudichaudii* em córregos na Mata Atlântica da Ilha Grande, sul do estado do Rio de Janeiro. Esta espécie, que ocorre no Sudeste brasileiro (Rio de Janeiro e São Paulo), é uma rã de tamanho médio e hábitos diurnos, que vive sobre as pedras dos córregos. Esse anuro possui o dorso liso e em geral de coloração cobre. Possui espinhos negros na base dos polegares. A vocalização da espécie consiste em uma série de notas que lembram um baixo e tênue cacarejar. O adulto, como é normal entre os hilodíneos, mergulha rapidamente na água quando supostamente em perigo, permanecendo imóvel no fundo do riacho. Desova sob as pedras nos córregos, e seus girinos se desenvolvem nesse ambiente. O estudo foi realizado na área do Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável (CEADS) da UERJ na Ilha Grande, Rio de Janeiro.

2.Métodos

Este estudo foi realizado em uma área de mata secundária situada próxima à localidade de Vila Dois Rios (230 11' S, 440 12' W), no lado oceânico da Ilha Grande, Município de Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro. A Ilha Grande está situada no Domínio Morfoclimático da Floresta Atlântica, sendo coberta em sua maioria por floresta ombrófila densa sub montana com a cobertura vegetal atual estando em diversos níveis de regeneração após impactos provenientes de atividades humanas ao longo dos últimos séculos. O clima da ilha é quente e úmido e a temperatura média na área é de 22,50C, sendo a máxima média em fevereiro com 25,70C e a mínima média em julho com 19,60C. A pluviosidade média da região é de aproximadamente 2200 mm. A área de estudo está localizada na trilha entre a Vila Dois Rios e a Praia do Caxadaço. A área encontra-se em regeneração há aproximadamente 70 anos, após ter sido utilizada como moradia por uma parte dos habitantes da área.

Na amostragem dos girinos realizamos o seguinte procedimento: demarcamos 150 metros de riachos, em três pontos diferentes, em intervalos de 2 metros, totalizando 75 intervalos. Em cada mês, (a partir de Maio de 2002), nós sorteamos 30 dos 75 intervalos demarcados para serem amostrados, onde realizamos as coletas dos girinos utilizando pequenas redes. A rede é passada sistematicamente no fundo da calha dos riachos de forma a percorrer completamente a área de cada um dos intervalos sorteados. Os girinos capturados foram sendo colocados em potes plásticos contendo água e ali mantidos até que toda a parcela fosse amostrada. Após isto, os girinos foram transferidos para uma bandeja plástica contendo apenas uma fina lâmina d'água, para que pudessem ser medidos no seu comprimento total e comprimento corporal, sendo após liberados no mesmo local onde foram capturados. Os dados obtidos fornecem uma estimativa da abundância mensal, densidade (ind/m/calha do rio) e distribuição de tamanhos dos girinos ao longo do ano nos córregos. Durante 7 meses realizamos amostragens de girinos durante os períodos diurno e noturno, para avaliar possíveis diferenças na densidade de girinos entre os dois períodos. Para testar essas diferenças, utlizamos análise de variância para um fator (ANOVA). Além disso comparamos (também usando uma ANOVA) as densidades do girino (ind/m/calha de rio) entre as estações seca e chuvosa para avaliar se elas diferem estatisticamente. A relação entre a densidade de girinos no mês e a pluviosidade na área foi analisada através de análise de regressão simples.

3.Discussão e Resultados

Os girinos de *Crossodactylus gaudichaudii* ocorreram nos córregos em todos os meses ao longo do período estudado. O comprimento total e corporal dos girinos variou ao longo dos meses. Os girinos de menor tamanho ocorreram de forma geral a partir de outubro, tendo havido uma concentração de girinos de pequeno tamanho em fevereiro. A considerável diminuição do número de girinos nos córregos, (especialmente de girinos de maiores tamanhos) nos meses de julho, agosto, setembro e outubro é sugestiva que nestes meses esteja ocorrendo a metamorfose daqueles indivíduos eclodidos dos ovos nos meses da estação de chuvas. A densidade dos girinos nos córregos variou nos meses estudados, sendo de forma geral mais elevada entre os meses de dezembro e março (dez.= 0,9, jan.= 0,53, fev.= 0,53 e mar.= 0,65 ind/m/calha de rio), coincidentes com a estação das chuvas. A diferença entre os valores das densidades encontrados durante os meses das estações de seca e de chuva foi significativa (ANOVA, F=5,059; P=0,048), indicando que as densidades do girino variam consistentemente entre as estações do ano. Não houve diferença estatisticamente significativa no número de girinos encontrados nos córregos entre o período diurno e o período noturno (ANOVA, F=0,571; P=0,465), nos meses em que foi feita esta comparação. Isto é indicativo que independentemente do período do dia, um mesmo número de girinos esteja ativo nos riachos (ou, por outro lado, que esta espécie tenha atividade contínua nos dois períodos). Dessa forma, aparentemente, a luminosidade diurna não afeta a atividade dos girinos nos riachos. Através de uma análise de regressão simples pudemos constatar que a relação entre a densidade dos girinos e a pluviosidade é significativa (N=12; P=0,016; R2 = 0,454), o que indica que a quantidade de chuva na área explica fortemente (aproximadamente 46%) a variação na densidade de girinos ao longo do ano nos córregos.

4.Conclusão

Os dados da dinâmica dos girinos de *Crossodactylus gaudichaudii* mostram que a densidade e o tamanho destes (comprimentos totais e corporais) variam ao longo do ano nos riachos, havendo uma concentração dos girinos de menor tamanho entre os meses de Dezembro e Março, que são os meses com os maiores valores de precipitação pluviométrica. Adicionalmente os dados indicam que a pluviosidade na área explica uma considerável porção da densidade de girinos nos córregos (aproximadamente 46 %). Como a densidade dos girinos de *C. gaudichaudii* também foi maior nesse período, isso sugere que há uma relação entre a postura dos ovos e a pluviosidade no período, como ficou constatado através da análise de regressão. Os dados são sugestivos de uma reprodução

sazonal pela espécie na área. O número de girinos de *C. gaudichaudii* encontrados nos períodos diurno e noturno não diferiu significativamente, sugerindo que a atividade da espécie seja contínua nos dois períodos e que a luminosidade não parece afetar a atividade.

5. Referências Bibliográficas

Bergallo,H.G. Rocha, C.F.D. Alves, M.A.S. Van Sluys, M. A Fauna Ameaçada Do Estado Do Rio De Janeiro. ed. UERJ. FAPERJ.

Bittencourt, E. B. 1997. Ecologia do ectoparasitismo na comunidade de pequenos mamíferos da Mata Atlântica da Ilha Grande, RJ: composição, prevalência e intensidade parasitária nos hospedeiros. Dissertação de Mestrado, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, RJ.

Brower, J. E. & J. H. Zar, 1999. Analysis of populations. Field & Laboratory Methods For General ecology. WCB Wm. C. Brown publishers Dubuque, iowa.

Heyer, R. 1991. The frogs of Boracéia. Pap. Avul. Zool. São Paulo, São Paulo.

NUCLEN. 1996 – Central Nuclear de Angra, Estação Metereológica, Angra dos Reis, Rio de Janeiro.

Siegel, S. 1975. Estatística não paramétrica para as ciências do comportamento. McGraw-Hill, Rio de Janeiro, 350 pp.

Zar, J. H. 1999 Biostatistical Analysis. Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, New York, 718 pp.

Izecksohn, E. e Carvalho – e - Silva, S.P. Anfíbios do município do Rio de Janeiro, 2001.

Kwet, A. e Di – Bernardo, M. Anfíbios. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, 1999.

Weygoldt, P. & Carvalho-e-Silva, S.P., 1992, Mating and oviposition in the hylodine frog Crossodactylus gaudichaudii (Anura, Leptodactylidae).,Amphibia-Reptilia, 13, 33-45.

Cochran, D.M., 1955, Frogs of southeastern Brazil, United States

Visitantes florais e suas interações com as flores da aroeira-vermelha (*Schinus terebinthifolius* Raddi) em área antropomorfisada e de restinga, na ilha de Santa Catarina, Sul do Brasil.

Maurício Lenzi[1] & Afonso Inácio Orth[2].

[1]Biólogo, Pós-Graduando em Recursos Genéticos Vegetais, CCA/ UFSC (e-mail: m.lenzi@zipmail.com.br);

[2] Professor, Ph.D. do Departamento de Fitotecnia, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, cx postal 476, Itacorubi, Florianópolis, SC, CEP 88040-900.

1. Introdução:

Os estudos relacionados à ocorrência de fauna junto à espécies vegetais durante o seu período reprodutivo possuem importância primordial nos estudos que concernem à ecologia reprodutiva de plantas tropicais. De acordo com Prado (1980) trabalhos com esta abrangência vêm possibilitando a obtenção de informações básicas para estudos mais amplos sobre as características ecológicas de um determinado habitat ou ecossistema. As constantes modificações provocadas pelo homem, nos mais variados ecossistemas, causam quase sempre, a descaracterização de toda uma biota. As conseqüências muitas vezes podem acarretar o desaparecimento de muitas espécies (animais e vegetais), ou impor às que resistem, novas e inóspitas mudanças. Além disto, outro efeito não menos perturbador, que pode surgir como resultado das atividades antrópicas (agricultura e urbanização), é o declínio da fauna dos polinizadores (LARROCA & ORTH, 2002). Este efeito pode trazer vários comprometimentos como a redução na frutificação, principalmente para espécies alógomas, que necessitam da polinização cruzada, realizada em grande parte por insetos polinizadores (BAWA, 1980). *Schinus terebinthifol*ius Raddi, a popular aroeira-vermelha, é uma espécie pioneira, dióica, nativa do Brasil. Possui ampla distribuição geográfica, graças a sua alta plasticidade ecológica e grande interação biótica, por isso, vêm sendo muito utilizada em programas de recuperação de áreas degradas, reflorestamentos e recomposição de matas ciliares (FLEIG & KLEIN, 1989; KAGEYAMA, 1991; CARVALHO, 1994). Neste contexto, este estudo buscou levantar e comparar a entomofauna associada às flores de *S. terebinthifolius*, existente em duas áreas distintas, sob diferentes níveis de alteração antrópica, durante dois períodos reprodutivos da espécie, buscando elucidar algumas das relações mutualísticas que ocorrem os insetos visitantes florais e as flores desta planta, no município de Florianópolis-SC.

2. Material e Métodos:

Os estudos foram conduzidos no município de Florianópolis, localizado na Ilha de Santa Catarina. A ilha possui uma área de 436,5 km^2 e está localizada entre S 27º10' e 27º50' e W 48º25'. A pesquisa foi desenvolvida em dois períodos reprodutivos (floração) da espécie *S. terebinthifolius*, entre os meses de outubro e novembro (primavera) de 2002 e março (verão) de 2003, em duas áreas distintas, distantes16 Km, uma da outra. A área de estudo (A) pertencente à EPAGRI/CETRE, localizada no bairro do Itacorubi (S 27º 34' 55,2'' e W 48º 30' 17.4''). A área é alterada antropomorficamente, principalmente pelo cultivo de espécies anuais e pastagem. A área de estudo (B) esta situada na faixa litorânea, na costa leste da ilha. Está sob constante influência marinha, e é predominantemente coberta com vegetação de restinga (S 27º 36' 01.03" e W 48º 28' 51.3"). O clima da região é o (Cfa). A metodologia utilizada para a coleta dos visitantes florais foi similar a de Sakagami *et al*., (1967), desenvolvida a partir de deslocamentos contínuos ao longo das plantas em flor, escolhidas ao acaso, e coletados os visitantes florais destas. Os visitantes foram separados por tipo de flor, o horário e local de coleta. As coletas foram realizadas desde o horário de antese até o final do dia, por períodos de 30 minutos a cada duas horas. Os organismos coletados e identificados foram depositados no Laboratório de Entomologia do CCA/UFSC. Com os dados obtidos nos levantamentos foi determinada, a abundância relativa das famílias mais representativas. A diversidade de famílias foi calculada através do índice de Shannon-Wiener, $H = - S\, p_i * \log_2 p_i$, onde p_i= freqüência relativa da família *i*. O índice de equitabilidade de (E) que vai de zero (0) a um (1), foi calculado através da fórmula $E= H'/H_{máx}$, onde H'= índice de diversidade de Shannon-Wiener e $H_{máx} = \log_n N$; sendo, N= nº de famílias (LAROCA, 1995). O coeficiente de similaridade de Sorensen $S_s = 2a/(2a+b+c)$ foi utilizado para se comparar a similaridade entre as famílias que ocorrem em ambas as áreas (a), somente na área "A" (b) e somente na área "B" (c). O coeficiente de Sorensen pode variar de 0%, quando não há nenhuma coincidência entre os visitantes, até 100%, quando a coincidência é total (KREBS, 1989). Observações naturalísticas foram realizadas para descrever a fenologia floral da aroeira-vermelha e as interações com seus visitantes florais mais abundantes e freqüentes, bem como o comportamento. A receptividade do estigma foi verificada em 60 flores com H_2O_2 (peróxido de hidrogênio, 20V) e observada com o auxílio de lente de aumento (4x), conforme técnica proposta por Galen & Plowrigh (1987), ao longo de todo um dia.

3. Resultados e Discussão:

Foram despendidas 35,5 horas de esforço amostral, distribuídas ao longo de 12 dias de coletas, tendo sido realizadas 03 coletas por área em cada período reprodutivo da aroeira-vermelha. Os 750 indivíduos coletados pertencem a quatro ordens: Hymenoptera (644), Diptera (87), Lepidoptera (14) e Hemiptera (5). As 24 famílias de insetos identificadas pertencem as seguintes ordens, respectivamente: ordem Hymenoptera (Apidae, Colletidae, Halictidae, Ichneumonidae, Megachilidae, Sphecidae e Vespidae); Diptera (Calliphoridae, Heleomyzidae, Muscidae, Mycetophilidae, Syrphidae, Tabanidae, Tachinidae, Tephritidae, Terevidae e Otidae); Lepidoptera (Acraeidae, Danaidae, Egeriidae, Hesperiidae e Lycaenidae); Hemiptera: Gymnocerata (Lygaeidae). Foram coletadas 16 famílias em 2002 e 20 famílias em 2003; 13 famílias

foram comuns a ambos os anos. Obteve-se um maior número de famílias (19) na área de estudo "B" e menor (17) na área de estudo "A"; 12 famílias foram comuns a ambas as áreas. As famílias mais representativas em número de indivíduos capturados, considerando-se todos os levantamentos foram às famílias Apidae (39,6%), seguida respectivamente, das famílias Halictidae (33,9%), Vespidae (8,8%) e Syrphidae (6,14%). As demais 20 famílias, somaram 11,56% do total de insetos coletados. Quando comparados os resultados entre as duas áreas de estudo, considerando-se os dois anos, na área "A", a família Apidae representou (58,5%) seguida por Syrphidae (12%), Vespidae (10%) e Halictidae (6,27%); na área "B" a família Halictidae representou (51%), seguida por Apidae (28%), Vespidae (8%) e Syrphidae (2%). Quando comparados os resultados entre áreas (anos), percebemos que, na área "A" (2002) foram coletados poucos indivíduos, 28 ao todo, sendo a família Apidae a mais presente (46%); na área "B" coletaram-se mais visitantes florais, 112 insetos ao todo, com a família Halictidae representando 30,3% e Vespidae (29,5 %). Na área "A" (2003) coletaram-se 259 insetos, sendo a família Apidae a mais presente (60%). Na área "B" no mesmo ano de 2003, a família Halictidae foi superior em número de indivíduos (351) e a mais presente (57,5%). A família Apidae foi representada por apenas três espécies, *Apis mellifera* (Apinae) (86%), *Trigona spinipes* (10%) e *Plebeia* sp. (4%), ambas Trigoninae. Houve uma variação na diversidade de famílias entre as áreas: na área "A" foi de H'= 1,51 e na área "B" foi de H'= 1, 22, considerando-se o número total de famílias das coletas. O índice de equabilidade mostrou-se baixo, E= 0,53 e E= 0, 41, respectivamente, indicando que apenas algumas famílias são abundantes e bem distribuídas nas duas áreas. O coeficiente de similaridade indicou uma moderada coincidência entre as áreas, S_s= 0,4 (40%). As flores de *S. terebinthifolius* possuem antese diurna, que ocorre entre às 5:00 e 5:30 horas da manhã e a deiscência das anteras ocorre por volta das 08:00 hs. O menor número de visitantes florais no primeiro período reprodutivo da aroeira-vermelha, possivelmente esta relacionado a uma menor oferta de recursos tróficos florais, neste período, porém, pode-se perceber que a abundância relativa de indivíduos no mesmo período na área "B" com vegetação nativa de restinga, mostrou-se bem superior. Isso demonstra que à vegetação preservada torna-se um diferencial para as espécies de animais neste período do ano, e que a ação antrópica, pode vir a se tornar um fator limitante para a sobrevivência de um grande número de espécies. Algumas das famílias levantadas podem possuir espécimes de polinizadores potenciais das flores da aroeira-vermelha, pois muitas características do forrageio destes visitantes coincidem com algumas estratégias fenológicas destas flores, ligando-as assim, aos processos de polinização. Dentre estas podemos citar: antese diurna seguida da disponibilidade de recursos tróficos (pólen e néctar), coincidentemente com o horário de atividade da maioria das espécies de abelhas e demais visitantes; ocorrência da maior parte dos insetos levantados sobre as flores de ambos os sexos ao longo de todo um dia; grãos de pólen aderidos ao corpo de vários destes visitantes, principalmente das abelhas (Hymenoptera: Apidae, Halictidae, Colletidae e Megachilidae). As vespas (Vespidae) e as moscas (Syrphidae) apesar de abundantes e freqüentes, não possuíam muitos grãos de pólen aderidos aos seus corpos, consideradas por nós neste trabalho como potenciais polinizadores. A espécie apresenta apenas um estigma, e este é trilobado, permanecendo receptivo durante o período de duração da flor feminina que é de aproximadamente dois dias (32 hs). A flor masculina possui duração de apenas um dia (18 hs). Os insetos visitantes florais iniciam seu forrageamento sobre as flores da aroeira-vermelha, já nas primeiras horas do dia por volta das 06:00 hs (poucos indivíduos), em busca de néctar e pólen nas flores masculinas e néctar nas femininas, e encerram suas atividades sobre estas flores, ao final do dia, em torno das 17:00 e 18:00 hs. Ao longo do dia, a maior presença de indivíduos foi constatada pela manhã, entre às 08:00 e 11:00 hs, e a menor entre às 17:00 e 18:00 hs. Na área "B", devido ao ambiente sofrer influência marinha e, portanto sofrer a influência de ventos, ocorreu uma redução gradativa dos visitantes, já a partir das 12:00 hs. Levantou-se que, 75,3 % dos visitantes florais coletados ao longo de todo o dia encontravam-se sobre as flores masculinas e 24,7 % sobre as flores femininas. As abelhas da família Apidae foram as mais abundantes em ambas os anos na área "A" e as abelhas da família Halictidae foram as mais abundantes na área "B" em ambos os anos. Este resultado pode ser interpretado como um indicador, de um possível declínio da entomofauna em áreas degradadas, visto que, nesta se sobressai a *Apis mellifera*. Em áreas antropomorfisadas, um aumento desordenado de espécies exóticas como as abelhas *A. mellifera*, podem vir a se tornar um contaminador biológico e um limitador dos recursos tróficos florais às espécies nativas. As flores de *S. terebinthifolius* não apresentam síndrome de polinização especializada (isto é, polinização por uma ou poucas espécies), caracterizando-se desta forma, como possuidora de uma polinização do tipo generalista, segundo a classificação de Faegri & Van Der Pijl (1979).

4. Conclusões:

Com os dados obtidos através das coletas, concluiu-se que as flores de *S. terebinthifolius* são visitadas por uma abundante e diversificada fauna de insetos, em especial das ordens Hymenoptera e Diptera e das famílias Apidae, Halictidae e Syrphidae. O predomínio da espécie *Apis mellifera* na área antropomorfisada, em ambos os anos, aponta para um possível declínio da entomofauna no local. O horário de abertura floral, somado a liberação dos grãos de pólen de maneira conspícua durante o período de receptividade do estigma e a maior visitação de potenciais polinizadores neste periodo, possivelmente estão garantindo o sucesso reprodutivo da aroeira-vermelha nas áreas de estudo. As observações naturalísticas revelaram que estes insetos, quando na visita às flores de ambos os sexos da aroeira-vermelha, forrageiam-nas em busca de néctar. Contudo, a maior abundância de insetos nas flores masculinas ao longo do dia, está mais relacionada à coleta e consumo dos grãos de pólen. As abelhas das famílias Apidae e Halictidae podem ser consideradas polinizadores efetivos e os mais importantes visitantes florais de *S. terebinthifolius* Raddi nas áreas de estudo, pela grande quantidade de pólen aderido ao seu corpo, pela alta freqüência nas visitas, pela grande abundância de indivíduos visitando as flores e pelo comportamento típico de um polinizador efetivo durante a atividade forrageira sobre as flores femininas. Contudo, estes resultados são parciais e um estudo mais aprofundado na taxonomia dos representantes da família Halictidae são necessários, afim de se precisar melhor sobre o papel das espécies de abelhas nativas como agentes polinizadores das flores da aroeira-vermelha.

5. Referências Bibliográficas:

BAWA, K. S. Evolution of dioecy in flowering plants. Annual Review of Ecology and Systematics. n.11, p.15-39. 1980.

FAEGRI, K. & VAN DER PIJL, L. The principles of pollination ecology. 3ª ed. New York: Pergamon Press, 1979. 291p.

FALKENBERG, D. B. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, Sul do Brasil. Insula, Florianópolis, nº 28, p.01-30, 1999.

FLEIG, M.; KLEIN R. M. Anacardiáceas. Itajaí, S.C: Flora Ilustrada Catarinense, 1989. 64p.

GALEN, C. & PLOWRIGTH, R. C. Testing the accuracy of using peroxidase actity to indicate stigma receptive. Canadian Journal of Botanic, v.65, p.11-107, 1987.

KAGEYAMA, P. Y. *et al*. Diretrizes para reconstituição florestal ripária de uma área piloto da bacia de Guarapiranga. Piracicaba-SP: 1991. 40p.

LAROCA, S. Ecología: principios e métodos. Petrópolis, RJ: Vozes, 1995. 197p.

LAROCA, S.; ORTH, A. I. Melissocoenoly: Historical perspective, method of sampling, and recommendations to the "program of conservation and sustainable use of pollinators, with emphasis on bees". IN: KEYAN, P.G.; FONSECA, V.L Pollinating bees: the conservation link between and nature. Brasilia: Ministry of

Environment, 2002. 313p.
PRADO, A. P. Importância prática da taxonomia: ou o papel da taxonomia para a entomologia aplicada. Revista Brasileira de entomologia. v.24, p.165-167, 1980.
SAKAGAMI, S. F.; LAROCA, S. & MOURE, J. S. Wild bee biocenotics in São José dos Pinhais (PR) South Brazil. J. Fac. Sci. Hokkaido Univ., v.16, n.2, p.253-291, 1967.

Mapeamento de remanescentes de Mata Atlântica na Usina São José, Igarassu/ PE com Sistema de Informações Geográficas

Michelle B. Trindade[1]; Sandro B. Figueira[2]; Hernande P. da Silva[3]; Michael Schessl[4] &Ana Carolina B. Lins e Silva[5]
[1]Graduação, Bacharelado em Ciências Biológicas/ UFRPE (amistadmbt@bol.com.br); [2]Engenheiro Agrônomo GEOSERE/ UFRPE; [3]Prof. Depto. Tecnologia Rural/UFRPE; [4] Dept. de Biologia Sistemática e Ecologia/ Universidade de Ulm, Alemanha & [5]Profa. Depto. Biologia/UFRPE

1. Introdução

Um dos principais processos que levou à fragmentação da Floresta Atlântica no Brasil foi o cultivo de extensas áreas de cana-de-açúcar (*Sacharum officinarum* L.), resultando em fragmentos de diversos tamanhos, formas e distâncias entre eles. Segundo Câmara (1991), os remanescentes de Mata Atlântica somam apenas 8% da área total que esta vegetação ocupava antes da colonização portuguesa do Brasil.

Em Pernambuco, o primeiro levantamento de fragmentos da Mata Atlântica foi realizado por Ranta et al. (1998), na região sul desse Estado, onde um dos destaques do seu trabalho foi à forma e o tamanho dos fragmentos. Com objetivos semelhantes, neste trabalho foi realizado um levantamento dos fragmentos de Mata Atlântica em uma área da região norte de Pernambuco, utilizando ortofotocartas. É importante salientar que este trabalho está incluso em um projeto binacional Brasil-Alemanha (Ecologia das comunidades vegetais em fragmentos de Floresta Atlântica, Pernambuco/ Brasil).

2. Material e Métodos

A área de estudo situa-se na Usina São José (UTM: $^{02}70_{000}$ - $^{02}90_{000}$,$^{91}25_{000}$ - $^{91}45_{000}$) município de Igarassu, Região Metropolitana do Recife, Pernambuco. O clima é do tipo As' de Köppen, quente e úmido com precipitação média anual de 2227mm (SRH, 2002).

Para levantamento dos fragmentos, ortofotocartas de 1975 foram digitalizadas, gerando-se imagens monocromáticas com resolução de 300 e 600 dpi em formato TIFF. Utilizando-se os softwares de geoprocessamento IMPIMA e SPRING 3.6.03, foram realizados a seleção e recorte das regiões de interesse e conversão das imagens TIFF em formato GRIB, para posterior georeferenciamento das mesmas. Para esta operação, foram utilizadas as informações contidas nas próprias Ortofotocartas. Em seguida, fez-se a conversão das imagens para o formato GEOTIFF (imagens com os parâmetros de georeferenciamento). Estas imagens GEOTIFF serviram de base para a vetorização dos fragmentos de mata existentes, usando o software ArcView 3.2.

Os fragmentos foram classificados segundo o seu tamanho: pequeno (até 10ha), médio (11-100ha) e grande (maior que 100ha); e quanto a sua forma: através do índice de fragmentação modificado de Meunier (1998). O índice de fragmentação é calculado pela razão entre a área de um fragmento e a área de um círculo hipotético com o perímetro do fragmento, assumindo o valor 1.0 no caso de áreas perfeitamente circulares. Fragmentos com um índice < 0,4 são classificados como "muito irregular", com um índice 0,4 até <= 0,65 como "irregular" e fragmentos com um índice > 0,65 como "regular".

3. Resultados e discussão

A análise de 300 km^2 revelou um total de 363 fragmentos, somando uma área com cerca de 135 km^2. Aproximadamente 66 % dos fragmentos são menores do que 10 ha, somando cerca de 6% da área total da mata. Por outro lado, apenas 7 % dos fragmentos são maiores do que 100 h, correspondendo a 67% da área com cobertura de mata atlântica.

Calculando-se a relação área/circunferência, revelou-se que, na classe de fragmentos "muito irregulares" estão reunidos 63% de todos os fragmentos, cobrindo 93% da área total de floresta. Ao contrário, fragmentos "regulares" representam somente 6% dos fragmentos identificados, com uma cobertura de 0,4% da área total dos fragmentos.

Da mesma forma que neste trabalho, Ranta, et al. (1998), encontraram resultados semelhantes no seu estudo desenvolvido no sul do Estado de Pernambuco. Porém, os resultados do presente trabalho indicam que na região norte de Pernambuco os remanescentes de Mata Atlântica sofreram um maior processo de fragmentação, uma vez que foi encontrado um maior número de fragmentos menores que 10ha.

O processo de fragmentação de ambientes florestais tem sido documentado por diversos autores, (Young & Mitchell, 1994; Murcia, 1995; Tabanez, 1997) os quais tem enfatizado, principalmente, o efeito de borda. Este é um processo de mudanças bióticas e abióticas nas margens dos fragmentos que leva a borda da mata a uma condição diferente do habitat interior (Murcia, 1995). A estrutura da mata é fortemente afetada após a fragmentação, uma vez que aumenta a densidade do estrato arbustivo na borda, enquanto o do estrato arbóreo diminui, visto que há maior mortalidade de indivíduos arbóreos (Murcia, 1995) e maior quantidade de trepadeiras na borda da mata (Tabanez, 1997). Além disso, a fragmentação de um ambiente florestal acarreta mudanças microclimáticas nas margens dos fragmentos como aumento de temperatura e baixa umidade (Young & Mitchell, 1994).

Não somente a fragmentação em si leva a uma condição de borda, mas também a forma e o tamanho do fragmento. O tamanho relativamente pequeno e a forma irregular conduzem a um rápido decréscimo da área de habitat interior da floresta com o aumento da largura da borda (Ranta et al., 1998). Fragmentos com forma circular e de maiores tamanhos são melhores para a sobrevivência de espécies do interior da floresta do que pequenos fragmentos do mesmo tamanho total.

Estes fragmentos, por estarem em condições de isolamento e distantes entre os demais, diminuem provavelmente a biodiversidade por reduzirem a troca de material genético entre populações, e afetam processos ecológicos como polinização, predação e comportamento territorial (Ranta, et al., 1998).

4. Conclusão

A fragmentação é bem diferente do padrão existente no sul do estado, tanto que o grau de fragmentação é bem mais elevado (66% fragmentos < 10ha) do que lá (48%). Em ambas as regiões, fragmentos maiores do que 100ha só somam aproximadamente 7% do número total.

A estes estudos vêm se somar aqueles em desenvolvimento pelo projeto binacional Brasil-Alemanha, que visam caracterizar a situação atual e a qualidade biológica dos fragmentos remanescentes, verificando o estado atual no campo.

5. Referências Bibliográficas

CÂMARA, I. G. (1991). *Plano de Ação para a Mata Atlântica*. Fundação SOS Mata Atlântica. São Paulo, SP. 152p.
MEUNIER, I. (1998). Conservação da Reserva Ecológica de Dois Irmãos – Potencial e carências para a condução de um plano de manejo de área silvestre. In: MACHADO, I. C., LOPES, A. V. & PÔRTO, K. C. *Reserva ecológica de Dois Irmãos*: estudos de um remanescente de Mata Atlântica em área urbana. Recife: Imprensa Universitária - UFPE.
MURCIA, C. (1995). Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. *Trends Ecology and Evolution* 10: 58-62.
RANTA, P.; BLON, T.; NIEMELÃ, J.; JOENSUU, E. & SIITONEN, M. (1998). The fragmented Atlantic rain Forest of

Brazil: size, shape and distribution of Forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 7: 385-403.
SRH (2002). Secretaria de Recursos Hídricos. *Departamento de Hidrometeorologia*. Posto: Igarassu l. Recife – PE.
TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M. & DIAS, A. S. (1997). Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 57: 47-60.
YOUNG, A. & MITCHELL, N. (1994). Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadkeaf forest in New Zealand. *Biological Conservation* 67: 63-72.

Turno de vocalizações de anfíbios anuros em região de mata atlântica, da Serra do Tabuleiro, SC.

Milena Wachlevski[1] e Luciana Kreutz Erdtmann[2]
[1] Mestrado em Zoologia da Vertebrados PUC MG (milenawm@yahoo.com); [2] INPA

1. Introdução

As informações sobre boa parte das espécies de anfíbios anuros brasileiros ainda são escassas, principalmente com relação à Hiléia Amazônica e à Mata Atlântica, regiões caracterizadas pela riqueza em espécies de anuros (Haddad & Sazima, 1992). Tendo em vista o atual nível de conhecimento e grau de endemismo de espécies, Haddad & Abe (2000) sugerem como uma das áreas prioritárias para estudos herpetológicos em Mata Atlântica, a Serra do Tabuleiro que é uma área pouco conhecida, porém com espécies endêmicas de anfíbios anuros, uma geografia e geologia diferenciadas e uma ampla gama de tipos vegetacionais.

Aspectos sobre história natural dos anfíbios, como turno de vocalização de uma comunidade de anuros, podem auxiliar nos estudos sobre evolução e ecologia das espécies, além de fornecer detalhes sobre atividades diárias e sazonais que possibilitem o manejo e conservação destes animais (Greene, 1993).

A atividade sonora em anfíbios anuros é espécie-específica e tem como principal função a atração de fêmeas e a defesa de território (Duellman & Trueb, 1994). Cardoso & Haddad (1992), evidenciaram táticas relativas ao comportamento de vocalização do machos, incluindo especializações ou preferências para atividade em diferentes épocas do ano ou em diferentes horários de um mesmo dia que possibilitem a coexistência de várias espécies em um mesmo ambiente, mesmo com a sobreposição das vocalizações de diferentes espécies durante a estação reprodutiva.

O objetivo deste trabalho foi evidenciar a atividade acústica de uma comunidade de anfíbios anuros, durante um turno de vocalização.

2. Métodos

A pesquisa foi realizada na localidade de Caldas da Imperatriz (27°43'S, 48°49'W), município de Santo Amaro da Imperatriz (SC). O local de estudo é uma área privada pertencente ao Hotel Plaza Caldas da Imperatriz (HPCI), e representa uma área preservada com 138 hectares, distribuídos entre a sede, jardim e ambientes florestados em diversos graus sucessionais de vegetação. A cobertura vegetal é caracterizada por Floresta Ombrófila Densa, conforme a classificação de Veloso *et al.* (1971). A região está inserida na Serra do Tabuleiro, com altitudes que variam de 220 a 490m, fazendo divisa com o Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (com cerca de 90 mil ha.).

O clima da região, segundo Köeppen, classifica-se como mesotérmico úmido, sem estação seca, com verões frescos nas áreas mais altas. Sua temperatura média anual fica em torno de 20º C, com uma precipitação média anual de 1600mm, sendo os meses de janeiro a abril os mais chuvosos, em torno de 170mm/mês (SDM/SC, 1995).

Os turnos de vocalização dos anuros foram acompanhados em três ambientes: em duas lagoas em área aberta, uma próxima à mata (15/01/02) e outra em um ambiente mais antropizado (24/01/02) e ainda, em uma área de floresta (15/01/02). As observações dos turnos de vocalização tiveram duração de 24h, com registros das espécies em atividade vocal a cada uma hora, a partir das 06:00h (horário de verão desconsiderado) e término às 05:00h do dia seguinte.

Para verificar o pico de maior atividade de vocalização das espécies foram consideradas três categorias: 1) menos de cinco indivíduos da espécie vocalizando, 2) entre cinco e dez e 3) acima de dez indivíduos.

3. Resultados e Discussão

Para a região, foram registradas 32 espécies de anfíbios anuros (Machado, 2002) e durante os turnos de vocalização acompanhados, estavam vocalizando 22 destas espécies. A mata apresentou o maior número de espécies vocalizando dos três ambientes durante os turnos (n=14), sendo que as lagoas apresentaram 12 (24/01/02) e 6 (15/01/02) espécies.

O maior número de espécies vocalizantes esteve concentrado na primeira metade da noite nos turnos, com poucas espécies que vocalizaram durante o dia, como ocorreu nos trabalhos de Cardoso & Martins (1987) e Cardoso & Haddad (1992), em que as espécies diminuíram as vocalizações após às 24:00 ou 01:00h. Pombal-Jr (1995), sugere que a concentração das vocalizações nas primeiras horas da noite possa estar relacionada com a chegada das fêmeas ao período reprodutivo, precisando um tempo maior para ovipositar na segunda metade da noite; ou que as demais horas sejam utilizadas para alimentação; ou ainda, que o declínio da temperatura ao longo da noite interfira na atividade de canto dos anuros. No entanto, algumas espécies mantiveram-se vocalizando durante a madrugada em grande atividade, como *Hyla bischoffi* e *H. hylax*, semelhante ao encontrado por Papp (1997) para algumas espécies, na Serra da Mantiqueira. Isto indica que vários fatores podem estar agindo sobre a atividade de cada espécie de forma diferente.

O período onde houve maior sobreposição de espécies vocalizando foi entre 20:00 e 22:00h. Apenas *Hylodes* sp. n. (aff. *perplicatus*) esteve em atividade constante durante o dia, com o pico de vocalização por volta do meio dia e encerrando as vocalizações logo após o ocaso. As espécies *Adenomera* sp. e *A. marmorata* iniciaram as vocalizações ao crepúsculo e se estenderam durante boa parte da noite.

As demais espécies vocalizaram somente durante a noite, sendo que o fato do canto dos anuros ser espécie-específico faz com que várias espécies vocalizando ao mesmo tempo, principalmente nos lagos, não atrapalhe a atividade reprodutiva, podendo ainda diminuir a pressão de predação (Duelmann & Trueb, 1994).

Normalmente *Bufo* sp. (aff. *crucifer*), *B. ictericus, Eleutherodactylus guentheri*, *Proceratophrys boiei* e *Scinax rizibilis* vocalizam durante noites bastante úmidas, após fortes chuvas (Heyer *et al.*, 1990), assim como ocorreu para a atividade de vocalização destas espécies na área de estudo, nos dias de observação.

A atividade de vocalização dos anuros durante os turnos, não apresentou diferença de horário entre as famílias de anuros quanto ao início das vocalizações, a não ser por *Adenomera* sp. e *A. marmorata* que iniciaram as vocalizações durante o dia ou ao crepúsculo. No entanto, Cardoso & Martins (1987) e Cardoso & Haddad (1992) registraram o início das atividades da maior parte dos leptodactilídeos antes dos hilídeos em estudos de turno de vocalização. Podendo relacionar estas diferenças entre os estudos à distribuição espacial, heterogeneidade dos diferentes ambientes estudados com a fisiologia e os fatores abióticos que interferem na atividade dos anuros.

O término das atividades das espécies na área estudada também diferiu do encontrado para estes autores (Cardoso & Martins,1987 e Cardoso & Haddad, 1992), que registraram

poucas espécies vocalizando até 02:00h., sendo que muitas espécies neste estudo vocalizaram até as 05:00h. A atividade prolongada das espécies no presente estudo durante os turnos está relacionada com as condições de grande umidade (após períodos de chuva) nos dias de observação. O pico de atividade da maior parte das espécies nos três turnos observados na Serra do Tabuleiro ocorreu às 20:00h, semelhante ao encontrado por Cardoso & Martins (1987).

4. Conclusões

A grande sobreposição e concentração da maior parte das espécies vocalizando ocorreu na primeira metade da noite, assim como o maior número de indivíduos vocalizando. No entanto, algumas espécies fogem a esse padrão e têm seus picos de atividade na segunda metade da noite. É possível que fatores climáticos e fisiológicos ajam em sinergia, determinando a atividade de vocalização de cada espécie durante o período reprodutivo.

5. Referências bibliográficas

Cardoso, A. J. & Martins, J. E. 1987. Diversidade de anuros durante o turno de vocalizações em comunidade neotropical. Papéis Avulsos de Zoologia. 36(23): 279-285.

Cardoso, A. J. & Haddad, C. F. B. 1992. Diversidade e turno de vocalizações de anuros em comunidade neotropical. Acta Zoológica Lilloana. 41: 93-105.

Duellman, W. E. & Trueb, L.1994. Biology of Amphibians. New York. McGraw-Hill Book Company. 679 p.

Greene, H. W. 1993. What's good about good natural history. Herpetological Natural History. 1(1):3-3.

Haddad, C. F. B. & Sazima, I. 1992. Anfíbios anuros da Serra do Japi. Em: História Natural da Serra do Japi: Ecologia e Preservação de uma Área florestal no Sudeste do Brasil. L.P.C. Morelatto (Org.), pp 188-211. Campinas. Editora da Unicamp. 321 p.

Haddad, C.F.B. & Abe A.S. 2000. Workshop Mata Atlântica e Campos Sulinos. Anfíbios e Répteis. Disponível em: <http://www.conservation.org.br/ma/ Acesso em: 05/06/01.

Heyer, W. R.; Rand, A. S.; Cruz, C. A. G.; Peixoto, O. L. & Nelson, C. E. 1990. Frogs of Boracéia. Arquivos de Zoologia. 31(4): 237- 410.

Machado, M. W. 2002. Riqueza e história natural dos anfíbios anuros em área de Mata Atlântica da Serra do Tabuleiro, em Santo Amaro da Imperatriz, SC. Monografia de conclusão de curso em Ciências Biológicas, UFSC, Florianópolis. 87p.

Papp, M. G. 1997. Reprodução de anuros (Amphibia) em duas lagoas de altitude na Serra da Mantiqueira. Dissertação de mestrado em Ciências Biológicas (Ecologia), Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 62p.

Pombal-Jr, J.P. 1995. Biologia reprodutiva dos anuros (Amphibia) associados a uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, sudeste do Brasil. Tese de doutorado, UNESP, Rio Claro. 164p.

SDM – Secretaria do Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. 1995. Plano básico de desenvolvimento ecológico/econômico da Grande Florianópolis. VALESKA, V. M., coord.

Veloso, H. P.; Rangel Filho, A. L. & Lima, J. C. 1971. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro, IBGE. 123p.

Abelhas sociais na Mata Atlântica e a população humana local: uma tradição em vias de extinção

Milson dos Anjos Batista (FFCLRP-USP, Laboratório de Ecologia da Polinização – ECOPOL/IBIO-UFBA).Av. Paulo VI, 190 Cx. Postal –7327 Cep:41811-970 Salvador, Bahia, Brasil (bam@usp.br, milson_batista@yahoo.com.br).

Introdução

A Mata Atlântica é um dos principais centros de alto nível de endemismo e ocupa posição de destaque em biodiversidade, quando comparada com os demais ecossistemas terrestres do planeta. Atualmente encontra-se ameaçada pela redução e fragmentação dos hábitats.Cerca de 70% da população brasileira se concentra neste bioma (Dean, 1996;CIB, 2000).

Os primeiros relatos sobre a exploração humana de produtos das abelhas sociais sem ferrão (Meliponini) na Mata Atlântica datam do Século XVI (1557), de autoria do mercenário Hans Staden, que foi prisioneiro dos índios Tupinambás (Batista,2003). Na Mata Atlântica há registros históricos de ocupação humana num período de 12.000 anos até o presente (Dean, 1996). No estado da Bahia, no período marcado pela chegada dos portugueses, a área situada no entorno da Baía-de-Todos-os-Santos era ocupada pelos índios Tupinambás e apresentava uma das maiores concentrações humanas de todo o litoral brasileiro. Os Tupinambás, organizavam-se em aldeias com cerca de três a quatro mil habitantes, em média, excepcionalmente chegando a dez mil habitantes (Sampaio, 1994). Nesta época existiam cerca de 60 aldeias, com uma população total de 180.000 habitantes (J.A.Sampaio,inf.pes.), ocupando toda a faixa de Mata Atlântica, até os limites com ecótonos interiores (caatingas e cerrados) (Batista, 2003). Apesar deste grande contingente populacional, a vegetação nativa era mantida, pois os índios utilizavam um sistema de rotação contínua de roças de mandioca, principal produto cultivado. Além disso, mudavam a localização das aldeias a cada 25 anos. A base alimentar destes índios era rica e variada, o que ampliava a base de sustentabilidade no meio. Era composta de peixes e mariscos que retiravam do manguezal na baía, e produtos da floresta, tais como raízes, frutas, folhas e mel (Sampaio, 1994; Batista, 2003).Com a colonização portuguesa, este quadro muda bruscamente. A primeira geração de invasores portugueses dependia totalmente dos conhecimentos indígenas sobre a Mata Atlântica para a aquisição de alimentos, fibras, medicamentos. Os tupis caçavam, plantavam e cozinhavam para os expedicionários, além de curar as suas doenças. Em menos de um século, quase todas as tribos e aldeias, num raio de 100 km de Salvador (no extremo norte da Baía de Todos os Santos), foram exterminadas. Este fato contribuiu para a perda de informações importantes sobre a floresta e seus recursos potenciais. Os homens da Mata Atlântica, como todas as outras criaturas, haviam armazenado, durante mais de 12 mil anos, seus próprios estoques de informação cultural (herança de caracteres adquiridos). Cada grupo havia atribuído nomes a centenas de espécies para as quais encontraram algum uso conhecendo seus hábitats, hábitos, sazonalidade e, ainda, interações biológicas. Os recursos e experiências de cada aldeia diferiam entre si; milhares de espécies da Mata Atlântica tinham sido catalogadas na memória de seus habitantes humanos. Apenas a tradição oral preservava essa cultura. Retirados os indígenas de seus hábitats, a informação começou a se perder, a floresta se tornou estranha e carente de propósito humano (Dean, 1996).

Metodologia

O presente trabalho foi realizado em um remanescente de Mata Atlântica situado ao norte do município de Salvador (12º53S; 38º23W), às margens da Barragem de Ipitanga, na Zona de Preservação da Vida Silvestre da Área de Proteção Ambiental - APA Joanes-Ipitanga. Foram realizadas entrevistas com moradores, agricultores e meleiros (caçadores de mel), buscando investigar a relação entre a população humana e as abelhas sociais (Hymenoptera,Apidae,Meliponini), quanto aos produtos explorados, hábitos e nomes populares destas abelhas. Esta metodologia contribui para o acesso a informações mais detalhadas sobre a fauna e flora locais e foi empregado por diversos pesquisadores entre eles (Nogueira-Neto, 1970; Camargo & Posey, 1990). Com a apresentação de exemplares mortos das espécies locais, buscou-se ainda o reconhecimento taxonômico da fauna local de Meliponini.

Resultados e Discussão

As abelhas sem ferrão (Meliponini) são encontradas desde o México até a Argentina. Seus ninhos geralmente ocupam cavidades

naturais como ocos de árvores, solo, formigueiros, cupinzeiros. Neste fragmento de Mata Atlântica foi registrada uma das maiores diversidade alfa de Meliponini na região Neotropical, sendo identificadas 16 espécies das quais 4 são espécies novas e 6 endêmicas (Batista,2003; Batista *et al*. 2003). A população humana que atualmente ocupa esta região é originária de pequenos grupos de indivíduos deslocados da zona central da cidade (Salvador,Bahia) a partir das décadas de 50 e 60 do século passado, e do interior do estado. Esta população explora extrativamente alguns produtos da floresta e detém pouco conhecimento sobre a fauna e flora locais.

As informações sobre os meliponíneos obtidas com a população local na área de estudo são conflitantes. Na maioria dos relatos a palavra abelha é sinônimo de "oropa", que é o nome popular da espécie exótica *Apis mellifera* L.

O mel é o único produto das abelhas sociais (Meliponini) conhecido e ou consumido localmente. A extração deste produto hoje, via de regra, dá-se de forma predatória por meleiros, causando a morte da colônia e a derrubada de árvores que abrigam ninhos naturais. Esta atividade, no entanto, ocorre esporadicamente. As atividades decorrentes da ação antrópica como: pilhagem do mel, o corte das árvores para retirada de madeira, queimadas indiscriminadas e o extermínio de colônias, são as principais causas de extinção local das espécies de meliponíneos (Batista, 2002, 2003).

Entre as abelhas nativas, duas são as espécies mais freqüentemente lembradas: *jataí* e *uruçu*. *Uruçu* (*Melipona scutellaris*) é uma abelha mítica que na memória dos mais velhos era abundante na floresta e produzia um mel saboroso e medicinal. Alguns relatos falam da criação rústica em "cortiços" (ninhos abrigados em pedaços de troncos), mantidos geralmente no beiral das casas locais. Estas tradições foram perdidas e quase não há criadores rústicos ou racionais na região. Ninhos desta espécie são alvos preferenciais da ação predatória de meleiros, uma das causas importantes do seu declínio local. Esta espécie endêmica apresenta uma distribuição restrita à porção norte da Mata Atlântica. Dentre as espécies amostradas neste fragmento, *uruçu* apresenta uma das menores densidades de ninhos naturais, e encontra-se seriamente ameaçada de extinção (Batista,2003;Batista,2002;Batista & Ramalho,2003). O mel de *uruçu* tem grande aceitação local e é avidamente procurado pela população. A busca do seu mel remonta aos Tupinambás, especialmente por ser um dos meliponíneos que mais produzem mel da região. Quando localizados, ninhos naturais desta espécie são prontamente pilhados pelos "meleiros".

Um meleiro relatou ter "*furado*" dezenas de ninhos de *uruçu* nos últimos anos e, segundo ele estas abelhas eram muito "*cismadas*" (tímidas), difíceis de serem localizadas, e "*desarranchavam*" (se mudavam) após a pilhagem, transferindo o ninho para outro local. Reconheceu ainda que os ninhos naturais desta espécie atualmente são raros, e quando encontrava um ninho de *uruçu* na mata, prontamente urinava na base da árvore e com isto esta "abelha" se tornava invisível para outros caçadores.

Um pequeno criador rústico de *uruçu* relatou que quando notava que as abelhas iam *desarranchar*, ele amarrava um pedaço de pano vermelho próximo a entrada do ninho e com isto o intento era frustrado. Referiu ainda, que estas abelhas *cismavam* com a presença feminina e a manipulação dos *cortiços* era tarefa exclusivamente masculina e que alguns preceitos (não informados) deveriam ser observados antes da manipulação dos ninhos. A *jataí* (*Tetragonisca angustula*), entre as espécies nativas, é a abelha mais conhecida localmente e é facilmente identificada. O reconhecimento é feito através de características tanto dos indivíduos como do ninho, do substrato de nidificação, etc. A grande plasticidade de nidificação e a capacidade de colonizar ambientes antropizados resultam numa grande abundância local (Batista *et.al* 2003), que talvez facilite este reconhecimento. Ninhos desta espécie são comumente encontrados em cavidades preexistentes nas construções humanas. O seu mel é localmente empregado como colírio contra diversas afecções nos olhos, especialmente em crianças e idosos e seus ninhos são eventualmente pilhados.

Os nomes populares das abelhas, empregados na região, apresentam pouca fidelidade taxonômica. Um único nome pode identificar um grupo de espécies de gêneros distintos. Espontaneamente, poucas espécies são relatadas por um mesmo informante. Em alguns casos, estes nomes agrupam as abelhas por categorias de tamanho ou por características morfológicas. As abelhas de tamanho pequeno como *T. angustula* e *Plebeia* spp. são identificadas como *mosquito* e uma variação deste nome, *mosquito-preto*, identifica *Nannotrigona punctata*. Cinco espécies de três gêneros com coloração total ou parcialmente preta são reconhecidas como *arapuá*, *saranhó* ou *sanharó*: *Partamona helleri*, *Trigona sp.n.1*, *T. spinipes*, *T. fulviventris e Scaptotrigona tubiba* sendo que nas duas últimas há uma variação destes nomes, associando-se a estes o hábito da espécie: *arapuá-do-chão* e *arapuá-de-oco* ou *saranhó-do-chão* e *saranhó-de-oco*, respectivamente. *Trigona sp.n.1* e *T. spinipes* são também conhecidas como *abéia-cachorro* (nome derivado do fato das operárias destas espécies, quando perturbadas, aderirem fortemente ao pêlo destes animais). Estas duas espécies congêneres de *Trigona* nidificam externamente associadas a árvores e seus ninhos são exterminados pelos agricultores e pequenos sitiantes. O hábito destas abelhas de cortar pétalas de flores e ou brotos jovens das fruteiras, especialmente *Citrus*, são as justificativas para esta ação. Ninhos populosos e conspícuos e agressividade extrema de suas operárias facilitam e potencializam a localização e extermínio dos ninhos. Paradoxalmente, algumas culturas comerciais vêm empregando *T. spinipes* para a polinização (Batista,2003). Outra espécie que também sofre o extermínio de seus ninhos pelos moradores é *Oxytrigona tataira*. Esta espécie é temida pela ação defensiva de suas operárias que atacam o invasor e liberam uma substância cáustica (ácido fórmico), causando leves queimaduras na pele, daí a origem do nome popular "*caga-fogo*". A destruição dos ninhos é para algumas pessoas uma "ação preventiva" de novos acidentes. Contraditoriamente, os ninhos desta espécie observados em campo, não apresentaram qualquer reação agressiva, mesmo havendo aproximação do pesquisador a poucos centímetros da entrada do ninho. A reação defensiva só ocorre quando o ninho é diretamente perturbado.

Entre os nomes populares empregados para denominar as espécies de Meliponini, alguns são exclusivos e específicos: *uruçu*, *caga-fogo*, *cupinheira*, *canudo* e *jataí* identificam, respectivamente, *Melipona scutellaris*, *Oxytrigona tataira*, *Partamona helleri*, *Nannotrigona punctata* e *Tetragonisca angustula*. Além de *jataí*, ninhos de *cupinheira* e *canudo* ocorrem freqüentemente associados a construções humanas. Três espécies do gênero *Frieseomelitta* são identificadas como *moça-branca*. Nos moldes de Camargo & Posey (1990), a apresentação de exemplares de abelhas mortas aos informantes na tentativa de uma separação taxonômica, mostrou-se infrutífera. Quando houve reconhecimento de uma "categoria" (táxon), este se baseou não somente no indivíduo vivo, mas em um conjunto de características associadas, como tipo de substrato ocupado, forma da abertura externa do ninho, agressividade, forma de vôo, etc. Uma característica muito empregada para ordenar as abelhas em categorias foi a coloração. Este atributo é, porém, muito sutil. Um informante pode relatar três ou mais cores distintas, ou combinações de cores, para identificar uma mesma espécie. Entre diferentes informantes, uma mesma "abelha" foi descrita com diferentes colorações. Uma abelha denominada "*uruçu-merinho*" menor que a *uruçu* e com uma coloração avermelhada foi relatada como extinta por um dos entrevistados e segundo ele, era uma espécie comum na mata. Seus ninhos ocorriam sempre em árvores vivas. A apresentação de fotos, exemplares mortos e de ninhos naturais de diversas espécies locais de abelhas mostraram-se improdutivas quanto ao reconhecimento da espécie. Possivelmente, trata-se de uma espécie do gênero *Melipona*, localmente extinta. Estas abelhas estão entre as sensíveis ao desmatamento, pois nidificam quase que exclusivamente em árvores

vivas e dependem de grandes cavidades nestas árvores para abrigar suas colônias (Batista, 2003).

Esta diversidade de abelhas, ao mesmo tempo em que representa uma excepcional riqueza de patrimônio genético, é extremamente frágil e pode representar a chave na manutenção das comunidades vegetais destas florestas. O desaparecimento destas pequenas áreas isoladas (fragmentos), mesmo de pequenas dimensões, pode significar a perda irreversível de inúmeras espécies animais e vegetais. A perda de árvores de maior porte afeta diretamente as espécies de maior tamanho colonial, por isso *Melipona scutellaris* é uma das mais sérias candidatas à extinção local num curto espaço de tempo. Estratégias de conservação *in situ* com a criação racional e realocação de ninhos naturais podem assegurar a manutenção de níveis populacionais mínimos desta espécie e preservar os serviços de polinização que prestam para a flora nativa. A extinção local destas espécies de abelhas, além da inestimável perda do patrimônio biológico, representa uma erosão cultural, a perda de uma tradição oral, mitos, lendas, usos e costumes associados a estas abelhas que remonta às primeiras ondas de migrantes que atingiram esta outrora sobrepujante floresta na costa leste do continente americano.

Referências bibliográficas

Batista, M. A. 2003. *Distribuição e dinâmica espacial de abelhas sociais Meliponini em um remanescente de Mata Atlântica (Salvador, Bahia, Brasil).* Dissertação de Mestrado.FFCLRP-USP.159p., Ribeirão Preto, S.Paulo.

Batista, M. A. 2002. Abelhas na Mata Atlântica: um patrimônio ameaçado!. INFOAPAS Bahia. Secretaria do Planejamento Ciência e Tecnologia.CRA - *Centro de Recursos Ambientais*. 1(3): 7. Salvador,Bahia.

Batista, M. A.; Ramalho, M. 2003. *Alpha Diversity and Nest Density of Stingless Bees in The Atlantic Rain Forest (Bahia, Brazil).* BIOTROPICA. Submitted.

Batista, M. A.; Ramalho, M.; Soares, A. E. E. 2003. Nesting Sites of Meliponini in Heterogeneous Habitats in The Atlantic Rain Forest, Bahia, Brazil. Lundiana International Journal of Biodiversity,4(1):19-25.

Camargo, J. M. F.; Posey, D. A. 1990. O conhecimento dos Kayapó sobre as abelhas sociais sem ferrão (Meliponini, Apidae, Hymenoptera): notas adicionais. Bol. Mus. Para. *Emílio Goeldi, Sér. Zool*. 6(1):17-42.

CIB - Conservation International do Brasil. 2000. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos.*CIB,SOS Mata Atlântica,Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, SEMA/SP, SEMAD/IEF-MG. Brasília. MMA.SBF, 40 p.

Dean, W. 1996. *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Cia das Letras. São Paulo, 484 p.

Nogueira-Neto, P. 1970. *A criação das abelhas indígenas sem ferrão*.Tecnapis, 2. ed, São Paulo. 365 p.

Sampaio, J. A. L. 1994. *A Presença Indígena na Baía-de-Todos-os-Santos e na Área do Parque São Bartolomeu*. *In* Parque Metropolitano de Pirajá: História, Memória e Cultura. Cadernos do Parque, Salvador, p. 32-38.

Avaliação de comunidades de mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica, utilizando o método de parcelas de areia.

Mônica de Faria Franco Negrão[a] e Cláudio Valladares-Pádua [b]

[a] Pós graduação em Ecologia da Universidade de Brasília (monegrao@unb.br)

[b] Departamento de Engenharia Florestal da Universidade de Brasília

1.Introdução

A manutenção de comunidades e de processos biológicos está, certamente, relacionada à presença de componentes da fauna. Estudos como os de Terborgh (1988 e 1992), Dirzo e Miranda (1990), e Janson e Emmons (1990) mostram a importância dos mamíferos de maior porte na preservação dos sistemas biológicos em florestas tropicais. No entanto, este grupo está entre os mais susceptíveis à extinção, principalmente por seus componentes exigirem grandes áreas de vida e grandes quantidades de recursos específicos (Eisenberg 1980 e Robinson e Redford 1986). Outro fator, relacionado ao tamanho corporal, que pode aumentar a vulnerabilidade desse grupo é a ocorrência natural em baixas densidades para várias espécies (Robinson e Redford 1986). Trabalhos realizados em fragmentos de Mata Atlântica, como os de Chiarello (1999 e 2000) e Negrão (2003_a e 2003_b), mostram que a riqueza de mamíferos neste bioma está relacionada ao tamanho dos fragmentos. O presente estudo tem como objetivos: verificar a influencia do tamanho dos fragmentos na riqueza e freqüência de espécies de uma comunidade de mamíferos médios em floresta ombrófila na Mata Atlântica próximas à cidade de São Paulo e propor a utilização da metodologia de parcelas de areia como método para avaliação da riqueza de mamíferos em áreas pequenas e com baixa densidade de espécies deste grupo.

2. Métodos

A área de estudo está inserida no Planalto cristalino de Ibiúna, justo acima da Serra de Paranacicaba, na região de Caucaia, entre os municípios de Cotia e Ibiúna, estado de São Paulo (23°35'S, 23°50'S; 46°45'W, 47°15'W). Foram utilizados no estudo nove fragmentos de diferentes tamanhos, variando de 14ha a 87ha, e uma Unidade de Conservação - Reserva de Morro Grande - com 8000ha adjacente aos fragmentos.

O levantamento de mamíferos médios na região de Caucaia foi realizado utilizando a metodologia de parcelas de areia como armadilhas de pegadas durante os meses de abril e maio de 2002. Esta técnica baseia-se em dispor artificialmente parcelas de 50 por 50cm preenchidas com areia fina e úmida ao longo de trilhas e iscadas com um pedaço de banana. Dentro de cada fragmento foi utilizada uma única trilha, com vinte parcelas distantes 10m entre si, ao longo de uma linha. Na Reserva foram utilizadas seis trilhas com vinte parcelas em seis diferentes linhas. As parcelas foram vistoriadas, remexidas para apagar as pegadas, iscadas novamente e umedecidas, se necessário, diariamente após a exposição de, aproximadamente, vinte e quatro horas durante cinco dias consecutivos sem chuva; tendo um total de 100 parcelas vistoriadas por fragmento e 600 para a Reserva.

A identificação das pegadas baseou-se em experiência prévia, auxiliada pela utilização do guia de campo de Becker e Dalponte (1991). Em cada registro de presença foram anotados: a espécie, a data, o local, o horário e o número da parcela. Devido aos registros em cada parcela não apresentarem independência, o que dificulta a utilização deste método para o cálculo de abundância de espécies, calculou-se a freqüência de parcelas com registro de presença das espécies para cada área. Em geral, pressupõe-se que os índices indiretos, como pegadas, sejam positivos e apresentem preferencialmente relação linear com a abundância relativa das espécies (Wilson *et al.* 1996).

2. Discussão e Resultados

Utilizando o método de parcelas de areia foram registrados rastros de 11 espécies de seis diferentes Ordens: um Marsupialia, *Didelphis aurita*; dois Edentata, *Dasypus novencinctus* e *Euphractus sexcintus;* quatro Carnivora, *Cerdocyon thous*, *Leopardus sp.*, *Nasua nasua* e *Eira barbara;* um Artiodactyla, *Mazama gouazoubira;* dois Rodentia, *Cavia sp.* e *Sciurus aestuans* e um Lagomorpha, *Sylvilagus brasiliensis*, durante, apenas, cinco dias de campo em cada área. Em um total de 1.500 parcelas vistoriadas 1.394 (92,9%) possuíam algum registro de pegada, dentre eles 25 (1,79%) registros não identificados. A porcentagem de registros dentro da Reserva foi de 97,5% e nos fragmentos de 89,9%.

Um trabalho realizado nas mesmas áreas utilizando a metodologia de censo linear durante cinco meses obteve registros

para, apenas, 8 espécies de quatro diferentes Ordens. As riquezas encontradas durante o censo em nove das dez áreas foram menores do que as registradas pelo método de parcelas de areia (Negrão 2003_a), indicando uma maior eficiência do segundo método em relação ao primeiro no registro de espécies em fragmentos pequenos como os de Mata Atlântica da região de Caucaia do Alto.

A correlação entre riqueza de espécies obtidas com o método de parcelas de areia e tamanho do fragmento não foi significativa ($p<0,06584$) e apresentou o valor $R^2 = 0,3618$. Isso significa que o aumento da riqueza de espécies de mamíferos tem menos de quarenta por cento de probabilidade de ser explicado pelo aumento da área dos fragmentos. Vários outros fatores podem estar influindo no aumento da riqueza como: o grau de conectividade entre as áreas, a heterogeneidade do ambiente e a distância de cada fragmento em relação a Reserva que pode funcionar como área fonte de espécies para os fragmentos.

Apenas a Reserva apresentou espécies exclusivas, sendo elas: o coati (*Nasua nasua*) e a irara (*Eira barbara*). Essas duas espécies são da Ordem Carnivora e apresentam uma maior sensibilidade à diminuição no tamanho das áreas do que as demais espécies de mamíferos encontrados na região, sendo as únicas que apresentaram relação significativa entre variação na freqüência de registros e o aumento no tamanho das áreas (ambas, $p<0,0001$ e $R^2=0,9999$). Das espécies encontradas a mais comum, presente em todas as áreas, foi o Gambá (*Didelphis aurita*) com a freqüência de registros de pegadas em parcelas de areia superior a 70% em nove das dez áreas estudadas. Dados de Fonseca (1989) e Fonseca e Robinson (1990) mostram que espécies do gênero *Didelphis* são generalistas de habitat e dieta se adaptando muito bem a áreas onde a fauna de carnívoros esteja depauperada ou eliminada. Nessas situações, *Didelphis* tende a tornar-se à espécie dominante.

4. Conclusões

O método de parcelas de areia mostrou-se eficiente para obtenção da riqueza de espécies de mamíferos, principalmente, mamíferos terrestres e em áreas inferiores a 100ha de mata, onde a densidade de espécies é aparentemente baixa.

As riquezas encontradas nas áreas estudadas não variaram de acordo com o aumento no tamanho dos fragmentos como o esperado. Das espécies encontradas na região, a maioria, é de menor porte e algumas delas conseguem se adaptas bem em áreas já alteradas pelo homem como: os tatus, o esquilo e o gambá. Este fato poderia explicar a falta de relação significativa, também encontrada, entre a variação na freqüência de registro dessas espécies e o aumento no tamanho das áreas dos fragmentos. Outros fatores que influenciam na riqueza e não considerados no presente estudo, como a heterogeneidade do ambiente, podem ajudar a interpretar a variação na riqueza e na freqüência das duas espécies presentes apenas na Reserva de Morro Grande.

5. Referências Bibliográficas

Becker M. e Dalponte J.C. (1991) *Rastros de mamíferos silvestres brasileiros – um guia de campo.* Editora UnB, Brasília, Brasil.

Chiarello A.G. (1999) Effects of fragmentation of the Atlantic Forest on mammals communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89:71-82.

Chiarello A.G. (2000) Density and Population Size of Mammals Remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 14:1649-1657.

Dirzo R. e Miranda A. (1990) Contemporary Neotropical Defaunatio and Forest Struture, Function, and Diversity-Aequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4:444-447.

Eisenberg J.F. (1980) The Density and Biomass of Tropical Mammals. em: Soulé M.E. e Wilcox B.A. (eds) (1980) *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer, Sunderland, Mass. pp35-55.

Fonseca G.A.B. (1989) Small mammal species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different size. *Revista Brasileira de Zoologia*. 6(3): 381-422.

Fonseca G.A.B. e Robinson J.G. (1990) Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammals communities. *Biological Conservation.* 53: 265-294.

Janson C.H. e Emmons L.H. (1990) Ecological struture of the nonflying mammals community at Cocha Cashu Biological Station, Manu National Park, Peru. em: Gentry A.H.(ed) *Four Neotropical Forests.* Yale University Press, New Haven-CT pp:314-338.

Negrão M. F. F. (2003_a) *Efeitos da fragmentação na comunidade de mamíferos grandes e médios na região de Caucaia, Mata Atlântica, São Paulo.* Dissertação de mestrado apresentada junto ao programa de pós-graduação em Ecologia da Universidade de Brasília. Brasília, Brasil.

Negrão M. F. F. (2003_b) Efeito da fragmentação na riqueza e abundancia de mamíferos médios na região de Caucaia do Alto, Mata Atlântica, São Paulo. *II Congresso Brasileiro de Mastozoologia.*Belo Horizonte-MG. pp:160.

Robinson J.G. e Redford K.H. (1986) Intrinsic rate of natural increase in Neotropical forets mammals: relationship to phylogeny and diet. *Oecologia* 68: 516-520.

Terborgh J. (1988) The Big Things that Run The World-A Sequel to E.O. Wilson. *Conservation Biology* 2:402-403.

Terborgh J. (1992) Mantinence of Diversisity in Tropical Forests. *Biotropica* 24(2b):283-292.

Wilson D.E., Cole F.R., Nichols J.D., Rudran R. & Foster M.S. (1996) *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals.* Washington: Smithsonian Press. 409p.

Reprodutivo do lagarto *Tropidurus torquatus* (Tropiduridae) em um ambiente sazonal de restinga (Maricá, Rio de Janeiro)

Monique Van Sluys[a]; Sandra Braz Martelotte[b]; Carlos Frederico D. Rocha[a]

[a] Ecologia, IBRAG, Universidade do Estado do Rio de Janeiro (vansluys@uerj.br) [b]graduação em Ciências Biológicas – Universidade do Estado do Rio de Janeiro

1.Introdução

O ciclo reprodutivo de lagartos tropicais pode sofrer alterações resultantes de flutuações temporais em fatores ambientais tais como disponibilidade de alimento, temperatura e umidade decorrentes da sazonalidade na precipitação (Van Sluys *et al.*, 2002). Por esta razão, um padrão reprodutivo único para lagartos tropicais não é evidente e os verdadeiros determinantes da sazonalidade em lagartos tropicais não são conhecidos. No entanto, a ausência de estudos com espécies com ampla distribuição geográfica impede a compreensão dos efeitos que os fatores ambientais locais têm sobre a reprodução desses lagartos. O gênero *Tropidurus* de lagartos sulamericanos é constituído por várias espécies heliófilas, insetívoras, que vivem em hábitats abertos, desde a Caatinga até o Cerrado, até florestas mésicas, onde eles ocupam vários microhábitats diferentes (Rodrigues, 1988; Vitt, 1993). Geralmente, esses lagartos, quando ocorrem em hábitats sazonais, têm ciclos reprodutivos descontínuos, principalmente durante a estação chuvosa (Van Sluys, 1993; Cruz, 1997; Cruz *et al.*, 1997; 1998; Galdino, 2000; Wiederhecker *et al.*, 2002; Van Sluys *et al.*, 2002). Possíveis exceções são as populações de *T. torquatus*, em um ambiente costeiro no Estado do Espírito Santo, onde, apesar da sazonalidade na precipitação, foram encontradas fêmeas com ovos nos ovidutos ao longo de todo o ano (Teixeira & Giovanelli, 1999), e de *T. hispidus*, em um ambiente sazonal no nordeste do Brasil que tem uma estação reprodutiva extensa, com 11 meses de duração (Vitt & Goldberg, 1983). *Tropidurus torquatus* é um lagarto com ampla distribuição geográfica no Brasil, ocorrendo em diversos tipos de hábitats tais como restingas, cerrado, ambientes urbanos e áreas de afloramentos rochosos. Este estudo teve o objetivo de analisar o ciclo reprodutivo de *T. torquatus* em um ambiente de restinga no Estado do Rio de Janeiro (Barra de Maricá) e compará-lo com o

descrito para outras populações da espécie. As hipóteses testadas são que esses lagartos reproduzem-se sazonalmente, durante a estação chuvosa, devido à sazonalidade na precipitação e que os ciclos reprodutivos de diferentes populações são mais dependentes de condições locais e portanto diferem entre si.

2. Métodos

O ciclo reprodutivo de *T. torquatus* foi estudado em uma área de restinga em Barra de Maricá, RJ, sudeste do Brasil. Restingas são hábitats costeiros, de origem quaternária, com substrato arenoso e vegetação adaptada à elevada salinidade e relativa ausência de água doce livre (Araújo *et al.*, 1998). A restinga de Barra de Maricá localiza-se a aproximadamente 50 km a leste da cidade do Rio de Janeiro. A área estudada é caracteristicamente sazonal na precipitação: uma estação chuvosa ocorre em geral entre outubro e março e uma estação seca entre abril e setembro. Os lagartos foram coletados mensalmente entre agosto de 2001 e novembro de 2002 e analisados no laboratório para o seu estado reprodutivo. Cada lagarto foi medido no seu comprimento rostro-anal (CRA) e na largura da cabeça (LM) e pesado com dinamômetros Pesola (precisão de 0,2 ou 0,5g). Para as fêmeas, o estado reprodutivo foi baseado na presença de folículos vitelogênicos e/ou ovos nos ovidutos e para os machos, foi baseado no volume dos testículos, independente do tamanho do lagarto (Van Sluys, 1993). Os folículos ovarianos foram considerados vitelogênicos quando estavam amarelos e eram maiores do que 3mm de diâmetro. O tamanho da ninhada foi estimado com base no número de folículos vitelogênicos ou ovos no oviduto. A presença simultânea de folículos vitelogênicos e ovos no oviduto foi considerada evidência da produção de ninhadas múltiplas (Van Sluys, 1993). Os testículos foram medidos na sua largura e comprimento e os seus volumes foram estimados a partir da fórmula para um elipsóide ($V = 4/3\ p\ ab^2$) (Van Sluys, 1993). As proporções (transformadas para raiz do arco seno) de fêmeas reprodutivas a cada mês foram relacionadas com o fotoperíodo, pluviosidade mensal e temperatura média mensal através de regressão múltipla (Zar, 1999).

2. Discussão e Resultados

Encontramos fêmeas reprodutivas entre agosto e dezembro de 2001 e entre maio e novembro de 2002. Em agosto de 2002, todas as fêmeas coletadas (N = 4) estavam reprodutivas. Entre os meses de janeiro e abril, nenhuma fêmea estava reprodutiva. A menor fêmea reprodutiva tinha 45,9 mm de tamanho corpóreo. O tamanho médio da ninhada ($x = 2{,}11 \pm 0{,}58$; amplitude: 1 a 4) não foi afetado pelo tamanho corpóreo das fêmeas ($r^2 = 0{,}02$; $F_{1,42} = 1{,}016$; $P = 0{,}319$). Uma relação significativa entre o tamanho da ninhada e o tamanho corpóreo é uma tendência para várias espécies de *Tropidurus* que vivem em áreas abertas (Vitt, 1993; Van Sluys, 1993; Cruz, 1997; Cruz *et al.*, 1997; Cruz *et al*., 1998; Wiederhecker *et al*., 2002; Van Sluys *et al*., 2002). No entanto, esta relação não foi observada para algumas espécies/populações deste gênero (por exemplo, *T. semitaeniatus* – Vitt e Goldberg, 1983 e *T. flaviceps* – Vitt e Zani, 1996). Quando o tamanho da ninhada é afetado pelo tamanho corpóreo da fêmea pode ser indicativo de que a seleção favoreceria fêmeas maiores pois elas produzem ninhadas maiores. No entanto, as fêmeas também podem aumentar seu sucesso reprodutivo ao produzir ninhadas múltiplas. Um tamanho de ninhada relativamente constante e a consequente ausência de efeito do tamanho corpóreo da fêmea sobre a ninhada pode ser vantajoso para espécies especialistas de hábitat tais como *Tropidurus flaviceps* (Vitt e Zani, 1996) e *T. semitaeniatus* (Vitt e Goldberg, 1983). No entanto, *T. torquatus* não é uma espécie especialista de hábitat e para a população estudada por Wiederhecker et al. (2002) em área do Cerrado, foi encontrado efeito do tamanho da fêmea sobre o tamanho da ninhada. Deste modo, não está clara a razão de porque não foi encontrada relação entre o tamanho da fêmea e o tamanho da ninhada para a população de Barra de Maricá e estudos adicionais são necessários para esclarecer esta questão.

Os volumes dos testículos (independente do tamanho corpóreo) variaram ao longo dos meses, sendo os maiores valores encontrados entre agosto e dezembro de 2001 e entre abril e novembro de 2002. Considerando que o volume dos testículos pode ser considerado indicativo da intensidade da atividade reprodutiva (isto é, da produção de espermatozóides) (Wiederhecker *et al*., 2002; Van Sluys *et al*., 2002), nossos resultados sugerem que em Barra de Maricá os machos de *T. torquatus* estão em maior atividade reprodutiva no momento em que as fêmeas estão reprodutivas, ou seja, entre os meses de maio e dezembro.

O padrão reprodutivo encontrado para *T. torquatus* em Barra de Maricá parece ser uma característica geral dos lagartos do gênero *Tropidurus* que têm reprodução descontínua ao longo do ano (Van Sluys *et al.*, 2002). Algumas espécies reproduzem-se principalmente durante a estação chuvosa (*T. spinulosus* - Cruz et al., 1997, *T. etheridgei* - Cruz, 1997; Cruz *et al*., 1998, *T. hispidus* - Prieto *et al*., 1976), enquanto outras reproduzem-se desde o final da estação seca e durante toda a chuvosa (*T. torquatus* no Cerrado do Brasil, Wiederhecker *et al*., 2002; *T. montanus* na Serra do Cipó Van Sluys *et al.*, 2002). Há ainda aquelas espécies que reproduzem-se predominantemente durante a estação seca (*T. semitaeniatus* em uma área de Caatinga em Pernambuco, Vitt e Goldberg, 1983 e *T. torquatus* em Barra de Maricá, este estudo). São exceções as populações de *T. torquatus* na costa do Estado do Espírito Santo (sudeste do Brasil) (Teixeira e Giovanelli, 1999) e de *T. hispidus* em área de caatinga no Estado de Pernambuco (Vitt e Goldberg, 1983), que possuem indivíduos reprodutivos ao longo de todo o ano.

Para a maioria das espécies de *Tropidurus* com reprodução sazonal, a reprodução ocorre do meio da estação seca para a estação chuvosa. A similaridade entre os ciclos reprodutivos encontrada entre diferentes espécies sugere que exista um padrão geral de sazonalidade na reprodução para lagartos deste gênero. No entanto, fatores ecológicos locais também devem ser importantes uma vez que diferentes populações de *T. torquatus* (estudadas em áreas de Cerrado e Restingas) tiveram ciclos reprodutivos diferentes. No Cerrado, a população estudada reproduziu-se principalmente durante a estação chuvosa enquando na restinga de Guriri, a reprodução foi contínua ao longo do ano. Em Barra de Maricá, a reprodução de *T. torquatus* ocorreu predominantemente durante a estação seca.

4. Conclusões

Nossos resultados sugerem que o ciclo reprodutivo de *T. torquatus* em Barra de Maricá é sazonal, concentrada entre os meses de maio e de dezembro (entre o início da estação seca e o meio da chuvosa). Nesta população, o tamanho da fêmea não afetou o tamanho da ninhada.

5. Referências Bibliográficas

Araujo, D.S.D.; Scarano, F.R.; Sá, C.F.C.; Kurtz, B.C.; Zaluar, H.L.T.; Montezuma, R.C.M.; Oliveira, R.C. (1998). *Comunidades vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba*. P. 39-62. *Em* Esteves, F.A. (Ed.) Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). NUPEM/UFRJ, Macaé, Rio de Janeiro, Brasil.

Cruz, F.B.; Silva, S.; Scrocchi, G.J. (1998). Ecology of lizard *Tropidurus etheridgei* (Squamata: Tropiduridae) from the dry Chaco of Salta, Argentina. Herpetological Natural History, 6 (1), 23 – 31.

Cruz,F.B.; Teisaire,E.; Nieto,L. (1997). Reproductive Biology of Lizards *Tropidurus spinulosus* in the Chaco of Salta, Argentina. Stud Neotrop Fauna & Environm. Vol.32: 28-32.

Prieto, A.S.; Leon, J.R.; O. Lara. (1976). Reproduction in the topical lizard, *Tropidurus hispidus* (Sauria: Iguanidae). Herpetologica. 32:318-323.

Van Sluys, M. (1993). The Reproductive Cycle of *Tropidurus itambere* (Sauria: Tropiduridae) in Southeastern Brazil. Journal of Herpetology. Vol.27, No. 1, pp.28-32.

Van Sluys, M.; Mendes, H.M.A.; Assis, V.B.; Kiefer, M.C. (2002).

Reproduction of *Tropidurus montanus* Rodrigues,1987 (Tropiduridae), a lizard from a seasonal habitat of Southeastern Brazil, and a comparison with other *Tropidurus* species. Herpetological Journal. Vol.12, pp.89-97.
Vitt, L.J. (1993). Ecology of isolated open formation *Tropidurus* (Reptilia: Tropiduridae) in amazonian lowland rainforest. *Can. J. Zool.* 71, 2370-2390.
Vitt, L.J.; Congdon, J.D. (1978). Body Shape, Reproductive Effort, and Relative Clutch mass in Lizards: Resolution of a Paradox. The American Naturalist. Vol.112, pp.595-608.
Vitt,L.J.; Goldberg, S.R. (1983). Reproductive Ecology of Two Tropical Iguanid Lizards: *Tropidurus torquatus* and *Platynotus semitaeniatus*. Copeia no. 1. pp. 131-141.
Vitt, L.J.; Zani, P. (1996). Ecology of the elusive tropical lizard *Tropidurus* [= *Uracentron*] *flaviceps* (Tropiduridae) in lowland rain forest in Ecuador. *Herpetologica* 52, 121-132.
Wiederhecker, H.C.; Pinto, C.S.; Colli, G.R. (2002). Reproductive ecology of *Tropidurus torquatus* (Squamata: Tropiduridae) in the highly seasonal cerrado Biome of Central Brazil. J. Herpetology 36(1): 82-91.
Zar, J. (1999). *Biostatistical Analysis.* Prentice Hall, 643p.
Apoio: FAPERJ (APQ1 # *E*-26/172.383/2000) e CNPq (Bolsas de Produtividade em Pesquisa para MVS: # 302405/02-0, CFDR: # 300819/94-3 e de Iniciação Científica (Pibic) para SBM).

Banco de Sementes em um gradiente de encosta de Mata Atlântica no P.E. de Carlos Botelho, SP

Natalia de Almeida Crusco[1] & Leila Cunha de Moura – Universidade Estadual Paulista, Campus de Rio Claro
[1]natcrusco@terra.com.br

1. Introdução

Por poder conter genótipos de plantas que não se encontram na área atualmente, o banco de sementes tem sido descrito como a memória da comunidade vegetal (Cavers, 1995), representando a história da vegetação (Fenner, 1985), através da sua expressão gênica (Simpson et al., 1989 in: Leck et al., 1989).

Em 1972, Gomes-Pompa et al. publicaram um trabalho questionando o uso intensivo da floresta tropical, e as implicações do banco de sementes na recuperação deste ecossistema, considerando-se que somente as espécies pioneiras e invasoras contribuem significantemente para o banco de sementes, sendo portanto as que colonizarão as áreas que forem abertas dentro da mata. O mesmo já não pode ser dito para as espécies climáxicas, que por suas sementes não apresentarem dormência, não estarão presentes no solo quando houver abertura de clareiras.

O banco de sementes é uma das ferramentas para o manejo de populações de plantas, para isto se faz necessário o conhecimento sobre a biologia das sementes, no que se relaciona com a regeneração natural e sucessão (Vázquez-Yanes & Orozco-Segovia, 1993). A importância das sementes enterradas na sucessão secundária está relacionada ao tipo e severidade da perturbação. Estas sementes respondem rapidamente quando expostas a condições favoráveis para sua germinação e conseqüente estabelecimento. (Moore & Wein, 1977). O estoque de sementes no solo desempenha um papel mais importante no desenvolvimento da sucessão secundária em regiões tropicais, quando relacionado a regiões temperadas. As espécies pioneiras favorecerão o estabelecimento e colonização de outras espécies, sendo este processo mais acelerado nos trópicos (Guevara & Gomez-Pompa, 1972).

No que diz respeito à variação da composição do banco de sementes em relação à topografia, raros são os trabalhos encontrados na literatura científica, podendo-se mencionar as pesquisas desenvolvidas por Ashton et al, 1998; Singhakumara et al, 2000.

O trabalho em questão analisa quantitativamente e qualitativamente o banco de sementes de um trecho de floresta tropical Atlântica e relaciona sua composição florística à posição topográfica na encosta.

2. Método

O Parque Estadual de Carlos Botelho (São Paulo - PECB), está localizado entre os paralelos 24º44' e 24º20' de latitude S e os meridianos 47º44' e 48º10' de longitude W., situado nos municípios de São Miguel Arcanjo, Sete Barras e Capão Bonito, ocupando uma área total de 37.432,28 ha (Domingues & Silva, 1988). A Formação Florestal é denominada floresta latifoliada tropical úmida de encosta (Romariz, 1964) ou Floresta Ombrófila Densa (Radam Brasil, 1982), apresentando espécies arbóreas que podem atingir 30 metros de altura. A área de estudo é caracterizada por um relevo de morros paralelos e morrotes baixos com altitude entre 700 e 800 metros e declividade superior a 20%. O clima é quente e úmido sem estiagem (Cfa – Köppen, 1948). Os solos predominantes são latossolo vermelho-amarelo (LV), podzólico vermelho-amarelo "intergrade" para latossolo vermelho-amarelo (PVL), solos de campos de jordão (LJ) (Pfeifer et al., 1986).

Foram realizadas 150 coletas em duas encostas de Mata Atlântica localizadas no Parque Estadual de Carlos Botelho, envolvendo 45 amostras de solo e 30 de serapilheira por encosta. Para cada encosta foram considerados o topo, a base e a vertente. Em cada um destes ambientes coletou-se 15 amostras de solo e 10 de serapilheira, sendo estas últimas definidas através de sorteio. O solo foi coletado através de uma quadrícula de metal com 12x12cm com 5cm de altura.

As amostras foram dispostas em quadrículas de 30x30cm, ao longo de dois canteiros (Jardim experimental, IB, UNESP-Rio Claro), tendo como substrato uma camada com 6cm de profundidade de areia lavada. Para estimativa da interferência da chuva de sementes local (no Jardim Experimental) sobre o solo, foram preparados seis tabuleiros plásticos, contendo apenas areia esterilizada para a formação de um sistema controle, que foram dispostos ao longo dos canteiros. Para estimativa da interferência do banco de sementes da areia utilizada como substrato, separou-se quatro caixas com areia lavada, dispostas sobre uma bancada, dentro da casa de vegetação localizada no Jardim Experimental. Para quantificação do número de sementes viáveis no solo amostrado utilizou-se o método de emergência de plântulas.

Foram feitas contagens semanais, separando as plântulas por morfoespécies. A identificação das espécies encontradas foi feita por comparação à uma coleção de espécies do banco decorrente de um trabalho realizado por Moura (1999).

Foram realizados cálculos de abundância e densidade média, referentes às sementes presentes no solo e na serapilheira, destacando também seus valores para topo, vertente e base. Foram calculadas as similaridades florísticas (coeficiente de Morrisita), em diferentes situações, relacionando a composição do solo e da serapilheira no topo, vertente e base separadamente e posteriormente a similaridade entre os totais obtidos, tanto para solo e serapilheira, quanto para o gradiente de encosta. O índice de Shannon (H') e de Equitatividade (E), foram também calculados para topo, vertente e base, separadamente para o solo, serapilheira e a amostra total (Magurran, 1989).

3. Resultados

Foram levantadas 15 famílias, sendo Asteraceae (8), Euphorbiaceae (5), Poaceae (4) e Malvaceae (4) as famílias com maior número de espécies. Quanto ao número de sementes que germinaram, destacaram-se as famílias Euphorbiaceae com 141 plântulas, Asteraceae com 56 plântulas, Poaceae com 39 plântulas e Polygonaceae com 29 plântulas, representando 78% do total de indivíduos germinados. Nas amostras de solo e serapilheira, germinaram 342 indivíduos, endo 222 provenientes do solo e 120 da serapilheira, correspondentes à 40 espécies. As espécies *Phyllanthus corcovadensis*, *Euphorbia sciadophila* e *Gnaphalium purpureum* ocorreram em maior abundância, apresentando, respectivamente, 76, 52 e 25 indivíduos. A densidade média

de sementes germinadas foi de 158 por m^2. A maioria das espécies, 60,97% possui hábito herbáceo ereto, seguido pelo hábito herbáceo prostrado (17%), arbustivo (9,75%) e sub-arbustivo (9,75%). Das 40 espécies presentes nas amostras, 31,70% (12 espécies) ocorreram com somente 1 indivíduo.

A diversidade de espécies que germinaram, do total de amostras coletadas, foi de 2,91 nits/indivíduo, porém o solo (2,94 nits/ind) teve uma maior diversidade que a serapilheira (2,64 nits/ind). Em relação aos microambientes estudados, as diferenças na diversidade calculada foi mínima, sendo 2,77 nits/ind. para o topo; 2,75 nits/ind. para a vertente; e 2,78 nits/ind. para a base. No que se refere à equitatividade, tanto a serapilheira quanto o solo apresentaram valores muito aproximados, respectivamente 0,81 e 0,79. Assim como a diversidade, a equitatividade foi maior no topo (0,88), seguida pela vertente (0,83) e base (0,79). A similaridade florística do banco foi calculada, considerando-se diferentes combinações, sendo os valores mais altos obtidos na comparação entre solo e serapilheira, e entre o total (somando-se os valores de solo e serapilheira) obtido para o topo, a vertente e a base. O índice de Morrisita indicou que, a probabilidade é alta (0,90) de se encontrar um indivíduo na amostra de solo pertencente à mesma espécie de um indivíduo amostrado na serapilheira, podendo o mesmo ser dito para as amostras totais (somando-se solo e serapilheira) e as amostras somente de solo dos microambientes.

No microambiente de topo germinaram 22 espécies, totalizando 78 indivíduos. A maior abundância foi constatada para as espécies *Euphorbia sciadophila* (12 indivíduos) e *Phyllanthus corcovadensis* (11 indivíduos). Do total de espécies levantadas, 18 ocorreram no solo e 14 na serapilheira. O banco de sementes apresentou uma densidade média de 108 sementes por m^2 para esta área. Em relação ao hábito, 14 espécies são herbáceas eretas e 5 espécies herbáceas prostadas. Dez famílias ocorreram, sendo Asteraceae a família com maior número de espécies (5 espécies) e Euphorbiaceae com maior número de indivíduos (23 indivíduos). As espécies *Amaranthus retroflexus*, *Coronopus didymus* e *Erechtites valerianaefolia* ocorreram especificamente neste ambiente.

Na vertente, um total de 150 plântulas foram levantadas, correspondendo a 27 espécies. Destas, 89 indivíduos estavam presentes no solo, enquanto 61 ocorreram na serapilheira. A densidade média obtida para a vertente foi de 208,3 indivíduos por m^2. Quatorze famílias foram amostradas. Asteraceae (6), Euphorbiaceae (3) e Poaceae (3) apresentaram maior número de espécies, sendo também as famílias com maior abundância, 21, 64 e 16 indivíduos, respectivamente. Sessenta e oito porcento das espécies são herbáceas eretas e 22% apresentam hábito herbáceo prostrado. Em relação ao número de indivíduos, 49% são de hábito herbáceo ereto e 36% herbáceo prostrado. *Mimosa pudica* e Sida sp1 só ocorreram neste ambiente.

Foram amostradas 33 espécies e 114 indivíduos para o microambiente da base. No solo levantou-se 28 espécies, o dobro das espécies que ocorreram na serapilheira, assim como o número de indivíduos, que foi de 79 para o solo e 35 para a serapilheira. A densidade média foi de 4,79 indivíduos por m^2. As espécies com maior número de indivíduos foram *Euphorbia sciadophila* (25) e *Phyllantus corcovadensis* (25). Do total de espécies amostradas, 67% (22 espécies) possuem hábito herbáceo ereto. Das 12 famílias levantadas, Asteraceae apresentou o maior número de espécies (7), e Euphorbiaceae o maior número de indivíduos (54). Foram exclusivas à base *Solanum americanum*, *Solanum atropurpureum*, *Sonchus oleraceus*, Indet 1, Indet 3, Indet 4 e Poaceae sp2.

4. Conclusão

Assim como em outros trabalhos (Ashton et al., 1998; Singhakumara et al., 2000), este trabalho apresentou um maior número de espécies na base da encosta, seguido pela vertente e topo. No entanto, no que se refere ao número total de sementes germinadas, maior abundância foi encontrada na encosta, com 150 plântulas. O mesmo não foi observado por Ashton (1998), que encontrou um maior número de sementes no ambiente de vale em floresta decídua. Singhakumara et al. (2000) vem corroborar as observações de Ashton, afirmando que a maior umidade do solo na base da encosta, se comparada ao topo, pode evitar a dissecação das sementes enterradas, e consequentemente propiciar maior número de sementes viáveis no solo deste microambiente. No presente trabalho, em função das observações em campo, consideramos que as raízes superficiais, assim como os troncos caídos ao longo das encostas, formariam uma barreira à erosão do solo na vertente, o que facilitaria um acúmulo de sementes neste ambiente.

Considerando-se que os valores de densidade obtidos para o banco estudado, ocuparam o limite inferior da faixa de variação listada pela literatura consultada, o que pode indicar o alto grau de conservação do fragmento de mata estudado. Quanto à diversidade de espécies no banco, um valor ligeiramente maior de H' foi obtido para o solo, indicando um possível armazenamento de sementes de espécies ao longo do tempo, nesse compartimento; formando um banco de sementes permanente, com maior longevidade. Tal fato, contribuiria para a maior diversidade de espécies presentes no banco de sementes do solo, se relacionado à serapilheira, que apresenta um banco de sementes transitório, onde, em geral, muitas sementes estão de passagem, pois possuem baixa longevidade.

5. Bibliografia

ASHTON, P.M.S.; HARRIS, P.G. & THADANI, R. 1998. Soil seed bank dynamics in relation to topographic position of a mixed-deciduous forest in southern New England, USA. Forest Ecology and Management 111: 15-22.

CAVERS, P.B. 1995. Seed banks: memory in soil. Canadian Journal of Soil Science 75: 11-13.

DOMINGUES, E.N. & SILVA, D.A. 1988. Geomorfologia do Parque Estadual de Carlos Botelho (SP). Boletim Técnico do Instituto Florestal 42: 71-105.

FENNER, M. 1985. Seed Ecology. Londres. Chapman & Halls eds., 151p.

GÓMEZ-POMPA, A.; VAZQUEZ-YANES, C. & GUEVARA, S. 1972. The tropical rain forest: a nonrenewable resource. Science 177: 762-765.

GUEVARA, S. & GÓMEZ-POMPA, A. 1972. Seeds from surface soils in a tropical region of Veracruz, Mexico. Journal of the Arnold Arboretum 53: 313-317.

MAGURRAN, A.E. 1989. Diversidad ecológica y su medición. Barcelona, Espanha. Ediciones Vedrà, 200p.

MOORE, J.M. & WEIN, R.W. 1977. Viable seed populations by soil depth and potential site recolonization after disturbance. Canadian Journal Botany 55: 2408-2412.

MOURA, L.C. 1999. Um estudo de estrutura de comunidades em fitocenoses originárias da exploração e abandono de plantio de eucalipto, na Floresta Estadual Navarro de Andrade, Rio Claro (SP). Dissertação de Doutorado, Campinas, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 340p.

PFEIFER, R.M.; SILVA,D.A.; ROSSI, M. & MENDICINO, L.F. 1986. Levantamento semidetalhado dos solos do Parque Estadual de Carlos Botelho, SP. Boletim Técnico do Instituto Florestal 40 (1): 63-73.

PROJETO RADAM BRASIL. 1982. Série Vegetação: Fisiografia Brasileira 1: 80-81.

ROMARIZ, D.A. 1964. A Vegetação. In: Brasil a terra e o homem. São Paulo, Editora Nacional. 571p.

SIMPSON, R.L; LECK, M.A. & PARKER, V.T. 1989. Seed banks: general concepts and methodological issues. In: Leck, M.A.; Parker, V:T.; Simpson, R.L. eds. Ecology of Soil Seed Banks. New York. Academic Press, 3-9.

SINGHAKUMARA, B.M.P.; UDUPORUWA, R.S.J.P. & ASHTON P.M.S. 2000. Soil seed banks in relation to light and topographic position of a hill dipterocarp forest in Sri Lanka.

Biotropica 32 (1): 190-196.
VÁZQUEZ-YANES, C. & OROZCO-SEGOVIA, A. 1993. Patterns of seed longevity and germination in the tropical rainforest. Ann. Rev. Ecol. Syst. 24: 69-87.

Diversidade de Abelhas Visitantes Florais de *Stachytarpheta cayennensis* (Rich.) Vahl (Verbenaceae) em Remanescente de Mata Atlântica- MG.

Nilson G. Fonseca[1]; Claudia M. Jacobi[2] & Alice F. Kumagai[2]
[1]Graduação Ecologia da Universidade Federal de Minas Gerais (ngfonseca@bol.com.br)
[2] Universidade Federal de Minas Gerais

1. Introdução

Os insetos e outros animais visitam as flores para obterem comida, geralmente na forma de néctar, principal fonte de energia, ou pólen, fonte protéica. Visitas podem ainda ser motivadas pela busca de fragrâncias, resinas, óleos, substrato de abrigo, repouso ou local para acasalamento. As abelhas, incluindo as espécies solitárias e as sociais, são os visitantes florais mais freqüentes, sendo por isso consideradas como o maior e mais importante grupo de visitantes (RAVEN, *et al*. 1996). Ao visitarem as flores as abelhas desempenham um importante papel como polinizadoras, promovendo o fluxo gênico além de ser um processo essencial para o sucesso reprodutivo de algumas espécies vegetais que só se reproduzem por fecundação cruzada. A composição de espécies e a abundância relativa da comunidade de visitantes podem variar ao longo do tempo de acordo com variações climáticas e disponibilidade de alimento (WOLDA, 1988). O comportamento dos visitantes florais é influenciado pela distribuição espacial da população vegetal e pela disponibilidade do recurso ao longo do tempo (HANDEL, 1983).

Os visitantes podem ser generalistas, utilizando o recurso de diferentes espécies vegetais, ou então apresentarem uma certa fidelidade, visitando uma ou poucas espécies. As plantas, por sua vez, podem também apresentar adaptações morfológicas que restringem e/ou selecionam seus visitantes, reduzindo o acesso ao recurso a poucas espécies. Estudos sobre o comportamento especialista/ generalista dos visitantes se tornam importantes, uma vez que exerce influência na eficiência do processo de polinização. FONSECA (2003) estudou os visitantes florais de *Stachytarpheta cayennensis* e registrou representantes das ordens Hymenoptera (56,86%), Lepidoptera (35,68%), Diptera (4,13%), Coleoptera (1,59%), Hemiptera (1,34%) e Orthoptera (0,40%). Não foram observadas visitas de animais vertebrados. As abelhas foram os visitantes com maior abundância relativa e também as que mostraram uma maior freqüência no número de visitas, pelo que objetivou-se focalizar as análises apenas sobre este grupo.

Os objetivos do trabalho foram: a) Avaliar a importância de *S. cayennensis* na manutenção da comunidade de visitantes florais; b) Analisar a estrutura da comunidade de abelhas e c) Analisar a sazonalidade da comunidade de abelhas ao longo do período de amostragem.

2. Métodos

Observou-se os visitantes de *S. cayennensis*, uma planta da família das verbenáceas, anual, subarbustiva, que atinge de 30 a 70 cm de altura, popularmente conhecida como gervão. Trata-se de uma espécie nativa da América tropical, considerada daninha e bastante freqüente na região sudeste do Brasil, facilmente encontrada em beiras de estradas, pastagens e outras áreas perturbadas, sendo também utilizada para fins medicinais e/ou ornamental (LORENZI, 2000). Possui flores pequenas, tubulosas e de coloração azul pálido.

As coletas e observações foram realizadas na Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental de Peti (EPDA – Peti), uma área de preservação ambiental pertencente à Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig). O tipo vegetacional predominante é a mata secundária, remanescente de mata Atlântica. Existem ainda formações vegetais como cerrado e matas de galeria, além de várias espécies ornamentais utilizadas para paisagismo.

A amostragem foi realizada quinzenalmente no período de maio a dezembro de 2002, entre 8:00 e 15:00 horas, horário de maior atividade dos visitantes. A densidade floral foi estimada cinco vezes durante esse período, contando-se o número de flores abertas das plantas localizadas numa área de 9 m^2. A concentração de açúcar do néctar foi estimada com o auxílio de um refratômetro manual. Todos os insetos que foram observados visitando as flores eram coletados com auxílio de uma rede entomológica, mortos em câmaras mortíferas e separados por horário de coleta. A cada hora foram também registrados dados de temperatura (máxima e mínima), condições de nebulosidade e vento.

A diversidade (Shannon-Wiener (H')) e a equitabilidade (Pielou (E)) dos visitantes florais foram calculados em cada mês amostrado. A similaridade da composição das espécies entre os meses amostrados foi estimada pelo Coeficiente de Sorenson (C_s) (MAGURRAN, 1988).

3. Discussão e Resultados

Foram totalizadas 98 horas de observações dos visitantes florais e durante este período registrou-se a visita de 426 abelhas, pertencentes a 51 espécies, distribuídas em quatro famílias. Apidae mostrou-se mais abundante (82,39%), seguida por Halictidae (9,15%), Megachilidae (6,34%) e Andrenidae (2,12%). Os valores de diversidade e equitabilidade (utilizando logaritmo natural) foram H' = 2,45 e E = 0,62, revelando que as abelhas constituíram um grupo de visitantes medianamente diverso (H_{max} = 3,93), e com padrão de distribuição não muito homogêneo, uma vez que houve algumas espécies com moderada dominância, como *Apis mellifera* (37,8%), *Xylocopa (Schonnheria) muscaria* (18,0%) e *Augochlora* sp. (7,0%), e elevado número de espécies raras (24 espécies com apenas um indivíduo), representando 47% do total de espécies amostradas, fato que contribuiu acentuadamente para o baixo valor de diversidade.

A maior abundância de visitantes (168 indivíduos) foi registrada no mês de novembro, coincidindo com a maior densidade floral (@ 440 flores/ m^2), todavia a diversidade neste mês não foi muito alta (H'= 1,45 e H_{max}= 2,89), devido a presença de grande número de indivíduos de *A. mellifera* (64,8%). O menor número de visitas foi registrado em julho com apenas 2 indivíduos coletados. O maior valor de diversidade foi registrado em dezembro (H'= 2,54 e H_{max}= 3,36) com 29 espécies observadas e o menor em julho (H'= 0,69) com duas espécies amostradas. A abundância relativa e diversidade de espécies estiveram diretamente relacionadas com a densidade floral (disponibilidade de alimento) e com as condições ambientais, uma vez que se mostraram maiores nos meses de setembro a dezembro (quentes e úmidos) e menores nos meses de junho a agosto (frio e seco). Os maiores valores de similaridade ocorreram entre os meses de novembro e dezembro (C_s= 0,425) e entre outubro e novembro (C_s= 0,411).

As abelhas mostraram atividade de forrageamento em temperaturas entre 21 e 34ºC, sendo mais ativas em temperaturas de 27 a 28ºC. A maior abundância de visitas foi registrada pela manhã, no horário entre 9:00 e 10:00 horas. Análises considerando-se o tamanho corporal revelaram uma predominância de indivíduos de porte médio (50,7%), seguida de indivíduos grandes (28,2%) e pequenos (21,1%). As abelhas médias apresentam-se mais abundantes em todos os horários, com exceção das 11:00 horas em que houve uma suave predominância de abelhas pequenas. Já as abelhas grandes mantiveram-se com abundância relativa de visitas mais ou menos constante até cerca das 12:00 horas, sendo que após este horário diminuiu.

S. cayennensis apresentou um longo período de floração, com produção de novas flores durante todo o período de amostragem, oferecendo o recurso em pequenas quantidades durante um longo período de tempo. A concentração de açúcar do néctar foi de

aproximadamente 25%. As flores são pequenas e tubulosas o que eventualmente seleciona os seus visitantes, pois a grande maioria (90,8%) das abelhas são de espécies que apresentam língua longa e estão a procura de néctar. Entretanto, as espécies de língua curta (Halictidae) são abelhas pequenas, o que lhes permite entrar parcialmente na flor, facilitando o acesso ao recurso (néctar ou pólen). A composição da melitofauna visitante dessa planta não permaneceu constante durante o período de amostragem. Apenas *Augochlora* sp. foi amostrada durante todos os meses, apresentando distribuição homogênea ao longo deste período. Outras espécies como *A. mellifera, Bombus (Fervidobombus) atratus, Florilegus (Euflorilegus) festivus, Oxaea flavescens* e *Xylocopa (Schonnherria) muscaria* tiveram suas freqüências concentradas de outubro a dezembro. Esta substituição de espécies demonstra que não existe uma especificidade de visitantes, indicando ainda que *S. cayennensis* suporta um grande número de espécies.

4. Conclusões

S. cayennensis é uma espécie importante para a manutenção da comunidade de abelhas visitantes, uma vez que apresenta um longo período de floração e suporta uma grande diversidade de espécies. No entanto, surge uma certa dificuldade de classificá-la como uma espécie generalista, pois apesar da grande diversidade de visitantes, ela pode ser considerada como especialista, uma vez que sua morfologia seleciona o grupo de indivíduos que apresentam uma língua longa. A abundância das abelhas está relacionada com a disponibilidade de recurso (maior densidade floral) e também com as condições ambientais como a temperatura, sendo estes fatores responsáveis pela composição da comunidade de abelhas, que não se mantem constante ao longo do ano.

5. Referências Bibliográficas

Fonseca, N. G. (2003). *Abelhas e Borboletas Visitantes Florais de Stachytarpheta cayennensis (Rich). Vahl (Verbenacea) da Estação Ambiental de Peti, São Gonçalo do Rio Abaixo, MG*. Belo Horizonte, 35 p. Monografia (Conclusão de Curso), Universidade Federal de Minas Gerais.

Handel, S. N. (1983). *Pollination Ecology, Plant Population Structure and Gene Flow. In*: L. Real (ed.), *Pollination biology*. Academic Press, Orlando, pp. 163-212.

Lorenzi, H. (2000). *Plantas Daninhas do Brasil: Terrestres, Aquáticas, Parasitas e Tóxicas.* 3ª ed., Instituto Plantarum, Nova Odessa, São Paulo.

Magurran, A. E. (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. Croom Helm Limited, London, 179 p.

Raven, P. H.; Evert, R. F.; Eichhorn, S. E. (1996). *Biologia Vegetal*. Quinta ed. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 728p.

Wolda, H. (1988). Insect seasonality: Why? *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 19: 1-18.

Observações sobre a herbivoria foliar de Acentroptera pulchella Baly (Chrysomelidae) sobre espécies de bromélias do jardim botânico do Rio de Janeiro

NOA MAGALHÃES[1] &ANDRÉ MANTOVANI[2]

1, 2) Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro

2) email para correspondência (andré@jbrj.gov.br)

1.Introdução

A família Bromeliaceae é largamente distribuída nas regiões neotropicais (Benzing 1990). Provavelmente devido a sua arquitetura diferenciada, criada pela disposição rosulada das folhas, e pela capacidade de produzir inflorescências de alto valor ornamental, as bromélias são hoje largamente cultivadas e comercializadas (Benzing 2000; Mantovani & Iglesias 2001). Neste sentido, estudos que visem sua proteção e/ou manutenção têm alto valor conservacionista e comercial. No fim do ano passado (2002), foi detectada a presença do coleóptero *Acentroptera pulchella* (Chrysomelidae) (Mantovani & Magalhães, em preparação) se alimentando intensamente em folhas de bromélias cultivadas no arboreto do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. A ação do mesmo é claramente deletéria, na medida que cria feridas extensas nas folhas, comprometendo irremediavelmente sua qualidade visual e debilitando fisiologicamente o indivíduo atacado (Mantovani & Magalhães 2003). O Instituto possui uma coleção viva de centenas de espécies de bromélias, algumas constituindo tipos vivos, além de uma estufa específica para a família Bromeliaceae, visitados por centenas de pessoas todo ano. A pesquisa na bibliografia e consulta a entomologistas com especialização no gênero *Acentroptera* confirmou a inexistência de quaisquer referências sobre plantas hospedeiras, comportamento ou ecologia destes insetos. Constituiu-se um grupo de trabalho envolvendo as áreas de fitoquímica, anatomia vegetal, taxonomia das famílias Chrysomelidae e Bromeliaceae, buscando caracterizar, em termos multidisciplinares, a herbivoria foliar deste coleóptero sobre bromélias do arboreto. Considerando que herbivoria em bromélias foi muito pouco estudada se comparada a outras áreas da ciência (Benzing 2000), são apresentadas aqui observações sobre a referida interação.

2. Métodos

Nesta primeira fase, estão sendo feitas observações preliminares sobre o padrão morfo-anatômico das feridas por produzidas por *A. pulchella* sobre *Aechmea blanchetiana* (Baker) LB Sm. e *Neoregelia cruenta* L.B. Grah. Smith (Bromeliaceae). Inicialmente o ataque do inseto foi acompanhado *in situ* com dois objetivos: determinar a morfologia das feridas ao nível macroscópico e coletar material recentemente atacado para análise anatômica. A análise anatômica foi feita após confecção de lâminas permanentes: seções com 2mm X 10mm de regiões atacadas das folhas foram retiradas e fixadas em glutaraldeído 2,5%: paraformaldeído 10% e tampão fosfato 0,2M. Regiões não atacadas também foram avaliadas para comparação. O material fixado foi desidratado em série alcoólica crescente (10-95º GL), incluído em resina de metacrilato (*Historesin*) e seccionados em micrótomo rotativo com espessura de corte variando de 3 a 6m?m. Posteriormente os cortes foram corados com azul de toluidina, montados entre lâmina e lamínula com *Permount* e analisados sob microscopia ótica. As lâminas foram então levadas ao microscópio ótico Olympus BX 50 dotado de câmera Digital *CoolSnap,* onde as imagens foram capturadas, digitalizadas e enviadas para computador com auxílio do *software Image Plus.*

2. Discussão e Resultados

Indivíduos machos e fêmeas de *A. pulchella* foram encontrados se alimentando sozinhos ou mesmo durante a cópula. O inseto ataca raspando a folha externamente a partir de uma das epidermes, com mais freqüência a partir da face adaxial. A forma do ataque é característica: feridas em forma de longas faixas com 3 a 5 mm de largura, paralelas ao comprimento longitudinal da folha, ocorrendo principalmente no terço distal. Quanto à preferência pela face adaxial, esta se dá provavelmente pela maior facilidade de apoio e locomoção na face superior da folha, bem como pela rapidez com que o inseto se abriga no tanque das bromélias. Durante o processo de coleta, indivíduos isolados ou em pares de cópula se deixavam cair no tanque ante a menor aproximação. Já quanto ao padrão morfológico, o mesmo concorda com os dados da literatura, pois Jolivet (1997) afirma que insetos pertencentes à sub-família Hispinae são predominantemente herbívoros e se alimentam principalmente da porção apical das folhas de monocotiledôneas, suas plantas hospedeiras preferidas (Macedo *et. al* 1994; Jolivet 1997).

Feridas morfologicamente semelhantes já foram descritas na literatura, inclusive para bromélias. Lowman *et al*. (1996) o cita para a epífita *Aechmea nallyi* L. B. Smith (Bromeliaceae), De Vries (1997) e Schmidt & Zotz (1999) o fazem para *Ananas comosus* (L.) Merr. e *Vrisea sanguinolenta* Cogn.& Marchall (Bromeliaceae). Embora semelhantes à ferida aqui descrita, enquanto no primeiro caso o inseto é desconhecido, nos dois últimos a herbivoria se dá durante o estágio larval de *Napaea eucharilla* Bates (Riodinidae, Lepidoptera), um inseto pertencente a outra família entomológica. Portanto a ação de insetos herbívoros de diferentes espécies, famí-

lias ou mesmo em diferentes estágios de desenvolvimento pode resultar em um mesmo tipo de ferida nas bromélias, evidenciando uma convergência ecológica.

4. Conclusões

Segundo Jolivet (1989), os indivíduos adultos pertencentes a sub-família Hispinae podem ser divididos ecologicamente em três grupos de acordo com o padrão de herbivoria: minadores; os que se enrolam nas folhas para forragear e se proteger simultaneamente; e herbívoros externos. O inseto *A. pulchella* (Hispinae; CHRYSOMELIDAE) foi encontrado raspando as folhas de suas plantas hospedeiras, o que permite então concluir que a espécie está entre os insetos pertencentes ao tipo herbívoros externos (Mantovani & Magalhães, em preparação).

5. Referências Bibliográficas

BENZING, D. H. 1990. *Vascular epiphytes. General biology and related biota.* Cambridge University Press, Cambridge. 354 pp.

BENZING, D.2000. *Bromeliaceae: profile of an adaptive radiation*. Cambridge University Press, UK, 690 p.

DEVRIES, P.J. 1997. *The buterflies of Costa Rica and their natural history*. Princeton University Press, Princeton. 288 pp.

JOLIVET, P., 1997. *Biologie des Coléoptères Chrysomélides*. Boubée, Paris, 279 pp.

JOLIVET, P. 1989. Selection trophique chez les Hispinae (Coleoptera: Chysomelidae: Cryptostoma). *Bulletin Mens. Soc. Linn Lyon* 58: 297-317.

LOWMAN, M. D., WITTMAN, P. K. & MURRAY, D. 1996. Herbivory in a bromeliad of the Peruvian rain forest canopy. *Journal of Bromeliad Society* 46:52-55.

MACEDO, M. V.; MONTEIRO, R. F. & LEWINSOHN, T. M., 1994. Biology and ecology of *Mecistomela marginata* (Thunberg, 1821) (Hispinae: Alurnini) in Brazil. In: *Novel aspects of the biology of the Chrysomelidae.* Jolivet, P. H.; Cox, M. L. and Petitpierre, E. Eds..567-571.

MANTOVANI, A. & IGLESIAS, R.R. 2001. Bromélias terrestres na restinga de Barra de Maricá, Rio de Janeiro: influência sobre o microclima, o solo e a estocagem de nutrientes em ambientes de borda de moitas. *Leandra* 16: 17-37.

MANTOVANI, A. & MAGALHÃES, N. 2003. Aspectos anatômicos da herbivoria foliar de *Acentroptera pulchella* Guerrin-Meneville (Chrysomelidae) sobre *Aechmea blanchetiana* (Baker) LB Sm. (Bromeliaceae). *Resumos 14º Encontro de Biólogos CRBIO1*: 77-78, Mato Grosso.

MANTOVANI, A. & MAGALHÃES, N. First report of host plant and feeding habits of *Acentroptera pulchella* Guerrin-Meneville (Chrysomelidae; Hispinae). Em preparação.

SCHMIDT, G. AND ZOTZ, G. 2000. Herbivory in the epiphyte, *Vriesea sanguinolenta* Cogn. & Marchal (Bromeliaceae). *Journal of Tropical Ecology* 16:829-839.

Efeito da fragmentação sobre o controle top-down de rainhas das formigas cortadeiras *atta sexdens*

Olivier Darrault, Rainer Wirth[2] & Inara R. Leal[1]

[1]Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco 50670-901 Recife, PE, Brasil. E-mail: olivierdarrault@hotmail.com

[2]Abteilung Allgemeine Botanik, Universität Kaiserslautern, Postfach 3049, 67653 Kaiserslautern, Alemanha.

1. Introdução

Atta sexdens é uma das 15 espécies do gênero *Atta* que, juntamente com as espécies de *Acromyrmex*, são popularmente conhecidas como formigas cortadeiras ou saúvas (Hölldobler & Wilson 1990). As formigas cortadeiras são exclusivamente neotropicais se distribuindo de 33° N a 44° S, sendo o seu centro de diversidade no Brasil (Cherrett 1989). Por desempenhar diversos papéis nos ecossistemas, elas são consideradas organismos fundamentais além de serem importantes herbívoros (Perfecto & Van der Meer 1993).

A taxa de desmatamento de florestas tropicais excede 15 x 10^6 de ha por ano, resultando em uma paisagem fragmentada (Whitmore 1997) e em um aumento significativo da abundância e diversidade de formigas cortadeiras (Fowler 1983, Fowler & Haines 1983, Fowler *et al.* 1989, Vasconcelos & Cherrett 1995).

Visto que os níveis tróficos superiores são os primeiros a serem perdidos durante o processo de fragmentação (Kruess & Tscharntke 1994), nós acreditamos que a predação é mais intensa em florestas contínuas do que em fragmentos. Essa diminuição populacional dos predadores ao longo dos fragmentos poderia ter um impacto significativo sobre o sucesso de colonização das saúvas. Existindo pouca informação sobre os efeitos da fragmentação na dinâmica de processos ecológicos como a predação (Arango-Velez & Kattan 1997, Rao 2000), verificou-se nesse estudo a taxa de predação das rainhas de *Atta sexdens* em diferentes hábitats.

2. Material e método

O presente trabalho foi realizado no município de Ibateguara, zona norte do Estado de Alagoas.

A saída das rainhas de *Atta sexdens* ocorre de duas a três vezes por ano, durante fevereiro e março. Foram utilizados 240 indivíduos para a realização dos experimentos. As formigas foram capturadas com as mãos, após serem fecundadas ou ao saírem do ninho, e depositadas em grupo de 30 indivíduos em um vidro com tampa perfurada.

Vinte quatro horas após a coleta, uma rainha viva foi depositada a cada 10 metros em um transecto de 300 metros. Cada indivíduo foi imobilizado por um grampo de cabelo médio e de cor preta. O grampo foi encaixado entre o tórax e o abdômen da formiga e enterrado o suficiente para permitir que a rainha se movimentasse, porém não se deslocasse ou desenterrasse o grampo. Para cada rainha foram anotadas a hora de montagem e a posição no transecto. Para verificar o efeito de borda sobre a taxa de predação das rainhas foram montados três transectos na borda e três nos núcleos da área controle. Já para verificar diferenças na taxa de predação devido à redução e ao isolamento do hábitat, foram feitos três transectos em diferentes fragmentos: Aquiodabã (300 ha, dois kilometros da área contínua), Bom Jesus (100 há, 28 kilómetros da área contínua) e Cachoeira (500ha e 26 kilometros da área contínua).

Após seis horas, o estado de sobrevivência de cada rainha foi classificado como: (1) predada, quando a formiga havia sido removida com ou sem grampo ou quando havia apenas restos de abdômen, cabeça ou tórax, (2) quando a formiga estava presente viva ou morta ou quando estava sendo predada. Esse mesmo protocolo foi efetuado18 horas depois do primeiro.

3. Resultados

O número de rainhas predadas foi significativamente diferente entres os três hábitats tanto após seis horas ($c2 = 19,666; P < 0,0001$) como após 24 horas ($c2=12,034$; $P<0,0024$). As maiores taxas foram observadas na borda da área controle, com 54,5% de rainhas predadas após seis horas e 81,7% após 24 horas. Por outro lado, o núcleo da área controle apresentou ou menores valores tanto após seis horas (23,7% de rainhas predadas), como após 24 horas (60%). Nos fragmentos os resultados foram intermediários, com 46% das rainhas predadas após seis horas e 79,4% após 24 horas.

4. Conclusão

Os resultados deste trabalho corroboram a hipótese testada de que a taxa de predação de rainhas de formigas cortadeiras é maior na área controle que nos fragmentos. Seguindo a teoria de Kruess & Tscharntke (1994), níveis tróficos mais altos são mais fortemente influenciados pelo processo de fragmentação. Assim, as áreas contínuas deveriam habitar mais predadores e, por conseguinte, apresentar maiores taxas de predação que áreas fragmentadas. No entanto, surpreendentemente, no núcleo da área controle houve menores taxas de predação que na borda e, inclusive, que o fragmento.

A baixa taxa de predação observada no núcleo não deve ser

interpretada como uma contradição, primeiro porque a saída das rainhas é um evento raro (duas até três vezes por ano) e beneficia as espécies de predadores oportunistas. Além disso, a predação deve ser monitorada também em outras etapas do ciclo de vida das colônias, como durante a construção do ninho, o cultivo inicial do fungo e nas primeiras incursões de forrageamento das operárias, bem como nas colônias adultas. Durante essas fases pode haver maiores taxas de predação no núcleo, uma vez que este ambiente apresenta maior diversidade abundância de grandes mamíferos (Fernandes A C A; 2003), mais freqüentemente citados como predadores das formigas de cortadeiras como a tamanduá e o tatu e também invertebrados como as formigas de correição (Weber 1972, Rao 2000). A intensa predação nas bordas pode ser associada ao efeito de borda que leva a modificações na composição de espécies e na estrutura da floresta. Por exemplo, foram observadas recentemente grandes quantidades de roedores onívoros naquele local (observação pessoal). Também foram observadas formigas (e.g., *Odontomachus* spp.) predando as rainhas durante as coletas de dados. Estas e outras espécies de formigas predadoras podem ser um fator primordial em nossos resultados, uma vez que descobrem as rainhas mais rapidamente do que fariam os predadores vertebrados, mais raros. Diante disso, podemos acreditar que a predação será mais intensa quando a probabilidade de um predador encontrar a presa for maior, considerando cada predador com um sucesso de encontro dependente do seu tamanho e então, de sua abundancia.

Em fim, as bordas são hábitats localizados entre o núcleo e os campo de cana. Isso pode significar mais predadores, de cada hábitat (núcleo e campo de cana) exercendo juntos uma pressão de predação na borda.

5. Bibliografia

Cherrett JM (1989) Leaf-cutting ants. In: H Lieth, Werger MJA (eds.) Ecosystems of the world. Elsevier, Amsterdam-Oxford-New York , pp 473-486.

Fernandes A C A (2003) Censo de mamíferos em alguns fragmentos de floresta atlântica no nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernembuco, Recife.

Fowler HG (1983) Distribution patterns of Paraguayan leaf-cutting ants (*Atta* and *Acromyrmex*) (Formicidae: Attini). Studies on Neotropical Fauna and Environment 18: 121-138.

Fowler HG, Haines BL (1983) Diversidad de espécies de formigas cortadoras y termitas de túmulo en cuanto a la sucesion vegetal en praderas Paraguayas. In: Jaisson P (ed.) Social insects in the tropics. Presses de l'Université de Paris XIII, Paris, Proceedings of the first International Symposium organized by the International Union for the Study of Social Insects and the Sociedad Mexicana de Entomologia; Morelos, Mexico, pp 187-201.

Hölldobler, B. & Wilson, E. O. 1990. The ants. Harvard University Press, Cambridge.

IBGE. 1985. Atlas Nacional do Brasil: Região Nordeste, Rio de janeiro.Kruess A, Tscharntke T (1994) Habitat fragmentation, species loss and biological control. Science 264: 1581-1584.

Perfecto I, VanderMeer J (1993) Distribution and turnover rate of a population of *Atta cephalotes* in a tropical rain forest in Costa Rica. Biotropica 25: 316-321.

Rao M (2000) Variation in leaf-cutter ant (*Atta* sp.) densities in forest isolates: the potential role of predation. Journal of Tropical Ecology 16: 209-225.

Vasconcelos HL, Cherrett JM (1995) Changes in leaf-cutting ant populations (Formicidae: Attini) after the clearing of mature forest in Brazilian Amazonia. Studies on Neotropical Fauna and Environment 30: 107-113.

Weber NA (1972) Gardening ants, the Attines. The American Philosophical Society, Philadelphia.

Estrutura e demografia de uma população de *Bactris acanthocarpa* (Arecaceae) em um remanescente urbano de Mata Atlântica em Recife – PE.[1]

Oswaldo Cruz Neto[a, b], Diego Araújo Almeida[a], Diego Henrique Leonel de Oliveira Costa[a], Martin Duarte Oliveira[a], Severino Rodrigo Ribeiro Pinto[a] & Antônio Vensceslau de Aguiar-Neto[c]

[a] Graduando em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Pernambuco; [b] e-mail para: ocneto_8@hotmail.com; [c] Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Pernambuco.

1. Introdução

A fragmentação é um processo comum a todas as florestas tropicais do globo, e representa uma quebra na continuidade da distribuição original de organismos (Scariot, 2001), provocando alterações em processos ecológicos como polinização, dispersão e predação de sementes, além de aumentar as áreas de borda (Murcia, 1995). A associação de todos estes eventos conduz a extinção local de espécies em fragmentos isolados (Wilcox & Murphy, 1985). Esta extinção local de espécies pode ser um evento iminente na Mata Atlântica Nordestina promovida pelo alto grau de fragmentação. Para populações vegetais, a extinção local de determinadas espécies pode ser detectada através da observação de ausência de recrutamento em fragmentos florestais onde processos básicos estão alterados (Silva & Tabarelli, 2000; Galleti, 2001; Silva & Tabarelli 2001a). Mart. (Arecaceae) é uma espécie de palmeira característica de sub-bosque, ocorrendo em toda Mata Atlântica nordestina (Lorenzi, 1986), onde essa espécie pode apresentar populações senis e com padrões de distribuição alterados. Diante de tal realidade, este estudo vem com o objetivo de testar a existência de uma correlação entre o gradiente de borda e a distribuição das classes etárias como também verificar a estrutura etária da população de *B.acanthocarpa*. Para verificar tais idéias esperamos que: (*i*) indivíduos de todas as classes etárias de *Bactris acanthocarpa* apresentam correlação positiva com a distância da borda e que (*ii*) indivíduos adultos ocorram com mais freqüência que indivíduos de outras classes etárias.

2. Métodos:

O Parque Estadual de Dois Irmãos é um fragmento de Mata Atlântica localizado no Recife, Dois Irmãos. A vegetação pode ser classificada como ombrófila densa, sendo uma das formações que compõem a floresta Atlântica brasileira. *Bactris acanthocarpa* Mart. (Arecaceae) ocorre nas florestas Amazônica e Atlântica. São palmeiras com até dois metros de altura, e tem como característica marcante a presença de acúleos no caule, folha e brácteas. Para o levantamento dos indivíduos de *B. acanthocarpa*, foram estabelecidas 10 parcelas de 10m de largura (paralelos a borda) por 100m de comprimento (no sentido do interior da floresta), subdivididas a cada 10m. Os indivíduos foram divididos nas categorias de plântulas, jovens e adultos, sendo identificados segundo a literatura. (Lorenzi *et al*., 1996). Os dados foram submetidos a análise de normalidade de Lilliefors. Posteriormente as relações entre distância e a distribuição de plântulas, jovens e adultos foram analisados através da correlação de postos de Spearman. O teste de c^2 analisou a freqüência dos indivíduos nas diferentes classes etárias. Todos os testes foram realizados com auxílio do programa Biostat 2.0.

3. Resultados & Discussão

Não houve correlação significativa entre o número de indivíduos de plântulas ($rs = 0.0314$, $p = 0.9315$), jovens ($rs = -0.097$, $p = 0.7898$) e adultos ($rs = 0.2364$, $p = 0,5109$) de B*actris acanthocarpa* e a distância da borda. *Bactris acanthocarpa* é uma palmeira de sub-bosque, e talvez por isso sua distribuição não apresente correlação com a perturbação proporcionada pela adjacência a uma borda. Para a estrutura etária de *Bactris acanthocarpa* houve uma diferença significativa da freqüência de indivíduos nas classe etárias, ($c^2 = 866,362$; $g.l.= 2$, $p = 0$) com predominância de plantas adultas em relação a plântulas e jovens. Estes resultados apontam uma inversão na estru-

tura etária de *Bactris acanthocarpa*, apresentando uma maior quantidade de indivíduos adultos em relação a jovens e plântulas.

4. Conclusões

Podemos afirmar que a população de *Bactris acanthocarpa* apresenta uma estrutura etária desequilibrada, proporcionada pela ausência de processos ecológicos (*e.g.* dispersão e predação de sementes), e não relacionada pelos eventos de perturbação proporcionados pela adjacência a uma borda, como o sugerido por Silva & Tabarelli (Silva & Tabarelli, 2000). Estudos como este são de extrema importância para programas de conservação e manejo, pois proporcionam um maior entendimento do ecossistema relacionado, através do conhecimento da estrutura das populações.

[1]- Projeto apresentado e desenvolvido durante a disciplina de Ecologia de Populações do Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Pernambuco

5. Referências Bibliográficas

Lorenzi, H.; Souza, H. M.; Medeiros-Costa, J. T.; Cerqueira, L. S. C.; Von Behr, N. (1996). *Palmeiras do Brasil: nativas exóticas*. Editora Plantarum Ltda, São Paulo;

Murcia, C. (1995). *Edge effects in fragmented forest: Implications for conservation*. Trends in Ecology and evolution. 10 (2) :58-63;

Scariot, A. O. (2001). *Effect of landscape fragmentation on Palm Communities*. In Bierregaard, R. O. Jr; Gascon, C.; Lovejoy, T. E.; Mesquita, R. C. G. (Eds.) *Lessons from Amazônia*. Yale University Press. pp.121-136;

Silva, M. G. & Tabarelli, M. (2000). *Seed dispersal, plant recruitment and spattial distribution of Bactris acanthocarpa Martius (Arecaceae) in a remmant of Atlantic Forest in northeast Brazil*. Acta Oecologica 22 (2001) 1-10;

Wilcox, B. & Murphy, D. D. (1985). *Conservation estrategy: The effects of fragmentation*. American Naturalist 125: 879-887.

A Viabilidade dos Pequenos Fragmentos Urbanos – Um Estudo de Caso

Patrícia Farias Rosas-Ribeiro [a], Marina Lira Soares [b], Myrian de Sá Leitão Barbosa [c], Antonio Rossano Mendes Pontes [d]

[a, b, c] Graduação em ciências biológicas da Universidade Federal de Pernambuco (patriciafarias@hotmail.com) [d] Professor adjunto da Universidade Federal de Pernambuco

1. Introdução

A floresta atlântica brasileira constitui um bioma único, caracterizado por uma grande diversidade de espécies e um alto nível de endemismo (Viana *et al.*, 1997). Incluindo todas as formações florestais ao norte do Rio São Francisco, a floresta, que originalmente cobria 1.200.000 km^2 do território nacional, encontra-se reduzida a pequenos fragmentos, os quais ocupam uma região de apenas 20.000 km^2 (Prance, 1982; Fonseca, 1985; Viana *et al.*, 1997). No estado de Pernambuco, onde este estudo foi realizado, a floresta foi reduzida a apenas 2 % de sua área original. Segundo Ranta *et al.* (1998), cerca de 48 % dos fragmentos de Pernambuco são menores que 10 ha e apenas 7 % são maiores que 100 ha.

O processo de fragmentação acarreta, além de extinções imediatas, conseqüências a longo prazo, pois altera os processos ecológicos chaves (polinização, predação e dispersão), e provoca mudanças no comportamento territorial e estratégia alimentar dos animais. Fragmentos pequenos, mesmo na total ausência de atividade de caça, tendem a perder a maioria das espécies de mamíferos que necessitam de grandes territórios para sobreviver, como os frugívoros e grandes predadores (Robinson, 1996; Corlett & Turner, 1997).

Neste estudo nós analisamos o Refúgio Ecológico Charles Darwin, com o objetivo de entender a estrutura da comunidade de mamíferos que vive em um fragmento urbano, não circular, menor que 100 ha e totalmente isolado por uma matrix agrícola, mas que, no entanto, se encontra em processo de preservação a aproximadamente 40 anos.

2. Métodos

O Refúgio Ecológico Charles Darwin, localizado no município de Igarassu, litoral norte do estado de Pernambuco (07º48'37"-07º49'27"S; 34º27'25"-34º56'52"W), é uma área remanescente de Floresta Atlântica, com 60 ha, que está em processo de preservação à aproximadamente 40 anos (Santiago, 1999). A Mata é do tipo perenifólia latifoliada higrófila costeira, vegetação típica de Zona da Mata, com temperatura média anual de 27º C e umidade relativa do ar em torno de 80% (Santos, 1995). São realizadas atividades de ecoturismo e educação ambiental na área, que, com esta finalidade, possui alguns animais que são mantidos em cativeiro para exposição ao público.

Os dados foram coletados de acordo com o método de transecção linear, descrito por Burnham *et al.* (1980), Buckland (1985) e Buckland *et al.* (1993), através de duas trilhas (575 e 925 m de comprimento) que cobriam a maior extensão retilínea de mata. As trilhas eram marcadas a intervalos de 25 m para se determinar a localização exata dos animais, e eram limpas mensalmente com a finalidade de diminuir os ruídos causados por pisadas na serrapilheira. Foram realizados 80 censos no período de outubro de 2001 a julho de 2002, sendo 55 diurnos e 25 noturnos, resultando em um total de 57,2 km andados.

Foram utilizadas câmera fotográfica de infra vermelho e armadilhas Tomahawk, que eram colocadas em áreas afastadas das trilhas, com o objetivo de se obter informações adicionais.

Com o objetivo de se determinar a diversidade de frutos, a cada censo foram coletadas amostras das morfoespécies encontradas ao longo das trilhas, as quais eram pesadas e medidas no laboratório.

Para se determinar a quantidade de árvores de goma, foram contadas as árvores roídas por sagüis existentes ao longo das trilhas e dentro de uma área de cinco metros para cada lado destas.

3. Resultados e Discussão

No Refúgio Ecológico Charles Darwin foi registrada a ocorrência de sete espécies de mamíferos: *Callithrix jacchus* (sagüi), *Dasyprocta prymnolopha* (cutia), *Sciurus alphonsei* (esquilo), *Bradypus variegatus* (preguiça), *Cerdocyon thous* (raposa), *Didelphis albiventris* (timbú) e *Caluromys philander* (rato cachorro). Destes, os únicos avistamentos ocorridos na trilha foram: (1) um indivíduo da espécie *Callithrix jacchus* que provavelmente se dirigia em direção ao seu grupo; (2), (3) e (4) grupo de *Callithrix jacchus* contendo quatro indivíduos, provavelmente o mesmo; (5) um indivíduo da espécie *Sciurus alphonsei*.

As outras espécies foram observadas fora das trilhas. Um indivíduo macho de *Bradypus variegatus* foi registrado uma vez nos arredores da casa sede do refúgio; foram feitos dois registros de *Dasyprocta prymnolopha*, um nas imediações das jaulas dos animais em cativeiro, outro atravessando a estrada que permite acesso de carro ao Refúgio. A espécie *Didelphis albiventris* foi capturada duas vezes na armadilha e fotografada 17 vezes pela câmera. A espécie *Callithrix jacchus* foi fotografada oito vezes pela câmera, além de ser sempre observada entre as jaulas, nos arredores da casa e próximo às granjas. O indivíduo da espécie *Cerdocyon thous* foi registrado duas vezes pela câmera e a espécie *Caluromys philander* foi fotografada dez vezes.

De acordo com os resultados pode-se observar que o Refúgio Ecológico Charles Darwin apresenta uma fauna extremamente simplificada, quando comparada com a comunidade de mamíferos de fragmentos grandes, como a Estação Ecológica de Maracá, em Roraima - 101,3 km^2 e 28 espécies (Mendes Pontes, 2000); Coimbra, estudado por Fernandes (2003) no nordeste brasileiro (3500 ha e 20 espécies); e dois grandes fragmentos estudados por Chiarello (1999) no sudeste do Brasil, com 21800 ha e 24250 ha, e 24 e 18 espécies respectivamente. Mesmo comparando com fragmentos menores previamente estudados na floresta Atlântica, o Refúgio Ecológico Charles Darwin apresenta um pequeno número de espécies de mamíferos, que ocorrem a uma densidade muito baixa.

Os resultados encontrados no Refúgio foram semelhantes aos encontrados por Fernandes (2003), em dois fragmentos pequenos (200 ha) do nordeste brasileiro, e Chiarello (1999), em dois fragmentos pequenos (210 e 260 ha) do suedeste do Brasil. Todos apresentaram ausência de grandes mamíferos terrestres e predadores potenciais. As espécies encontradas neste estudo foram de pequeno e médio porte, com grande amplitude de itens alimentares em sua dieta, como D*idelphis albiventris* e *Callithrix jacchus*, ou folívoros como a espécie *Bradypus variegatus*. A única espécie de predador encontrada foi a *Cerdocyon thous*, que entre os mamíferos que exploram recursos extra-florestais é o de maior plasticidade alimentar, comendo desde pintos e galinhas a frutos caídos no chão.

Segundo Chiarello (1999), fragmentos isolados de floresta Atlântica com 200 ha ou menos, são muito pequenos e perturbados para manter intactos agrupamentos de mamíferos. De acordo com o mesmo pesquisador, a área necessária para a manutenção de comunidades de mamíferos a longo prazo é de aproximadamente 20.000 ha. O refúgio, como a maioria das unidades de conservação do estado de Pernambuco, possui uma área (60 ha) que é inferior à área considerada acima. As mudanças que sofrem os pequenos remanescentes florestais provocam um empobrecimento de espécies, pois alteram os processos ecológicos chaves (polinização, predação e dispersão). De acordo com Silva e Tabarelli (2000) a tendência da floresta Atlântica do nordeste brasileiro é ser dominada por árvores com frutos pequenos e dispersas por fatores abióticos.

A análise quantitativa dos frutos do Refúgio Ecológico Charles Darwin demonstrou que ele segue a tendência acima citada. Foram encontradas oito morfoespécies de frutos ao longo das trilhas, todas muito pequenas (em média 4,3 g de peso e 19,4 x 13 mm) e pouco carnosas. O número encontrado de árvores de goma roídas por Callithrichideos também foi muito baixo. Na trilha 1, dentro da área de 5750m^2 amostrada, foram encontradas dez árvores, o equivalente a uma densidade de aproximadamente 17,4 árvores/ha; na trilha 2, onde foram amostrados 9250m^2, encontrou-se 19 árvores, o que eqüivale aproximadamente a 20,5 árvores/ha. De acordo com estudo realizado por Scanlon *et al.* (1989) no nordeste brasileiro, um grupo de *Callithrix jacchus* necessita de uma densidade mínima de 50 árvores de goma/ha. As densidades encontradas no Refúgio, onde a baixa disponibilidade de frutos deveria acarretar em um aumento no consumo de goma, foram, portanto, extremamente baixas.

Os animais, diante da baixa capacidade suporte do fragmento, complementam sua alimentação nos pomares, plantações sazonais e criações de animais domésticos próximas ao remanescente (Siqueira, 2002). Isto explica a grande quantidade de animais observada nos arredores da casa, onde há uma quantidade razoável de árvores com frutos maiores, como cajá (*Spondias mombin* Anacardiaceae), caju (*Anacardium occidentale* Anacardiaceae) e pitanga (*Eugenia uniflora* Myrtaceae), aliada ao fato de que são colocadas comidas não apenas nas jaulas, mas com o intuito de atrair animais da mata para mostrar aos turistas.

4. Conclusões

Diante dos resultados obtidos, acredita-se que fragmentos urbanos pequenos são geralmente muito vulneráveis a ação antrópica e, mesmo os bem preservados, como o Refúgio Ecológico Charles Darwin, não suportam uma comunidade mínima viável de mamíferos, pois possuem uma área de borda muito grande, que altera toda a composição da floresta.

No entanto é reconhecida a grande importância ecológica desses remanescentes pequenos, como uns dos poucos resquícios de floresta Atlântica bem preservados e que representam a única opção de vida para as espécies nele existentes. São extremamente necessários, portanto, estudos futuros que tenham como objetivo desenvolver estratégias para a manutenção de fragmentos pequenos a longo prazo, como o reflorestamento do entorno e a conecção de fragmentos próximos por corredores ecológicos.

(Este trabalho foi financiado pelo CNPq e British Ecological Society – UK)

5. Referências Bibliográficas

Buckland, S.T. (1985). Perpendicular distance models for line transect sampling. *Biometrics* 41, 177-195.

Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L. (1993). *Distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Chapman and Hall, London.

Burnham, K.P., Anderson, D.R., Laake, J.L. (1980). Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs*, 8-33.

Chiarello, A.G. (1999). Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89, 71-82.

Corlett, R.T., Turner, I.M. (1997). Long–term survival in tropical forest remnants in Singapore and Hong Kong. In Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities, ed. W.F. Laurence and R.O. Bierregaard Jr., pp. 333-346. University of Chicago Press, Chicago.

Fernandes, A.C.A. (2003). Censo de mamíferos em alguns fragmentos de Floresta Atlântica no nordeste do Brasil. *Dissertação de mestrado*. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Fonseca, G.A.B. (1985). The vanishing Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* 34, 17-34.

Mendes Pontes, A.R. (2000). Ecology of a mammal community in a seasonally-dry Forest in Roraima, brazilian Amazônia. *Tese de doutorado*. University of Cambridge, Cambridge.

Prance, G.T. (1982). Forest refuges: evidence from woody angiosperms. In Biological Diversification in The Tropics, ed. G.T. Prance, pp. 137-158. Columbia University Press, New York.

Ranta, P., Blom, T., Niemelã, J., Joensuu, E., Siitonem, M. (1998). The fragmented Atlantic rainforest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 7, 385-403.

Robimson, J.G. (1996). Hunting wildlife in forest patches: an ephemeral resource. In Forest Patches in Tropical Landscapes, ed. J.S. Schelhas and R. Greenberg, pp. 111-130. Island Press, Washington.

Santiago, A.C.P. (1999). Flora pteridofítica do Refúgio Ecológico Charles Darwin, área remanescente de Mata Atlântica, município de Igarassu, estado de Pernambuco. *Monografia de graduação*. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Santos, E.M. (1995). Anfíbio anuros do Refúgio Ecológico Charles Darwin, Igarassu-PE. *Monografia de graduaçãol*. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

Scanlon, C., Chalmers, N.R., Cruz, M.A.O.M. (1989). Home range use and the exploitation of gum in the marmoset *Callithrix jacchus jacchus*. *International Journal of Primatology* 10, 123-136.

Silva, J.M.C., Tabarelli, M. (2000). Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic Forest of northeast Brazil. *Nature* 404, 72-74.

Siqueira, R. (2002). Plantação em áreas de mata alimenta mamíferos. *Jornal do Comércio* 21, 2

Viana, V.M., Tabanez, A.A.J., Batista, J.L.F. (1997). Dynamics and restoration of forest fragments in Brazilian Atlantic moist forest. In Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities, ed. W.F. Laurence and R.O. Bierregaard Jr., pp. 351-365. University of Chicago Press, Chicago.

Percepção ambiental sobre questões sanitárias em comunidades da APA de Guaraqueçaba (PARANÁ, BRASIL)

Paula Batista dos Santos [a,b] *& Marta Luciane Fischer* [a,b]
[a] *Instituto de Pesquisas de Guaraqueçaba (ipg@onda.com.br)* [b] *NEC - Núcleo de Estudos do Comportamento Animal– Grupo de Pesquisa Biologia Ambiental – CNPq/PUCPR*

1.Introdução

A APA de Guaraqueçaba, com uma área de aproximadamente 314.000 ha, localiza-se na região sul brasileira, no Estado do Paraná, na microrregião geopolítica de Paranaguá, entre as coordenadas 48°45' e 48°00'W e 24°50' e 25°30'S. Segundo dados do IBGE (2002), a população da APA que pertencente ao município de Guaraqueçaba é de 5.776 habitantes, somados com aproximadamente 2.512 habitantes distribuídos entre os três demais municípios que compõe a APA, totalizando 40 pequenas comunidades localizadas na porção continental e estuarina, compreendida pelas baías de Paranaguá. Este trabalho faz parte de um projeto mais amplo que está direcionado para a compreensão e busca de superação das causas estruturais dos problemas ambientais locais por meio da ação coletiva e organizada. O objetivo do presente estudo foi analisar a percepção ambiental dos moradores locais sobre a problemática dos resíduos sólidos gerados nas comunidades.

2. Métodos

O diagnóstico (estudo de caso das localidades) foi o instrumento utilizado para a elaboração coletiva do conhecimento sobre o problema ambiental. Foram elaborados questionários semi-estruturados relacionando aspectos socioambientais relevantes, identificando atores sociais diretamente afetados pelo problema, o modo como são afetados, as situações em termos de organização local, os riscos e/ou danos visíveis sobre o meio físico-natural, social e cultural e o entendimento que estes apresentam a respeito da problemática para sua superação e busca de soluções.

As visitas às comunidades foram realizadas em oito fases de três dias cada, durante o período de agosto/2002 e outubro/2002 e fevereiro/2003, perfazendo de uma a quatro localidades, de acordo com o percurso e número de moradores, por quatro grupos de dez graduandos da PUCPR. Foram realizadas 155 entrevistas em 28 comunidades: Açungui (*n*=5); Almeida (*n*=8); Barbados (*n*=3); Barra do Superagüí (*n*=10) Batuva (*n*=4); Bertioga (*n*=4); Canudal (*n*=3) Cerco Grande (*n*=1); Costão (*n*=10); Guapicu (*n*=3); Guaraqueçaba-sede (*n*=1); Ilha das Gamelas (*n*=1) Ilha das Peças (*n*=16); Ilha Rasa (*n*=8) Ipanema (*n*=13); Mariana (*n*=3): Massarapuã (*n*=5); Medeiros (*n*=2); Morato (*n*=6) Ponta do Lanço (*n*=2); Poruquara (*n*=3); Potinga (*n*=8); Rio Verde (*n*=8); Sebuí (*n*=6); Serra Negra (*n*=5); Tagaçaba (*n*=8); Tibicanga (*n*=4) e Vila Fátima (*n*=5). As informações obtidas foram sistematizadas, analisadas em ordem percentual, média, desvio padrão e freqüências das diferentes respostas relativas a cada questionamento comparando as comunidades inseridas em ilhas, bordas continentais e continente. Para tal utilizou-se o teste do c^2 ao nível de significância $P < 0,05$.

3. Discussão e Resultados

O processo de mediação de interesses e conflitos define e redefine, continuamente, o modo como os diferentes atores sociais, pelas suas práticas, alteram a qualidade do meio ambiente e também como se distribuem os custos e os benefícios decorrentes da ação desses agentes. O modo de perceber determinado problema ambiental, ou mesmo a aceitação de sua existência, não é meramente uma questão cognitiva mas, é mediado por interesses econômicos, políticos, posição ideológica e ocorre em determinado contexto ambiental, social, político, espacial e temporal. O perfil sócio-econômico dos entrevistados revelou que 81% eram naturais do município ou de municípios vizinhos com tempo médio de residência de 10,4±8,38 anos no local. Exerciam mais de uma atividade 12,9% dos entrevistados, sendo 66% pescadores, donas de casa, comerciantes e agricultores, 11% funcionários públicos e 12% aposentados e trabalhadores informais, com renda média de 3,5±1,58 salários mínimos. A faixa etária média dos entrevistados foi 43,8±17,36 anos. Dos entrevistados, 53% eram homens e 44% mulheres, sendo 39% com nível básico de escolaridade, 64% casados e com uma média de 3,7±2,44 filhos. Do total dos entrevistados, 43% não participam de movimentos sociais, 22% participam de associações locais e apenas 5% de programas do Governo. Nas ilhas e nas bordas ($x^2 = 133$; $P< 0,05$; $gl = 7$ e $x^2 = 71,3$; $P< 0,05$; $gl = 5$) as maiores necessidades se relacionam com a área da saúde incluindo posto de saúde, médicos, remédios e dentistas. Já no continente ($x^2 = 140$; $P< 0,05$; $gl = 5$) além dessas necessidades da saúde os moradores também reivindicam luz e telefone.

A maioria dos entrevistados percebe o lixo como 'algo sem função'(x^2=90; P<0,05; gl=4), sendo que no continente o lixo também é visto como 'algo reutilizável'. As comunidades de ilhas (x^2=33; P<0,05; gl=4) acreditam que o lixo vem de 'outras comunidades', já nas bordas (x^2=12; P<0,05; gl=4) a geração do lixo é atribuído às 'pessoas' e apenas no continente o lixo é relacionado com a 'própria comunidade' (x^2 =112; P<0,0001; gl=4). A Associação Brasileira de Normas Técnicas define o lixo como os "restos das atividades humanas, considerados pelos geradores como inúteis, indesejáveis ou descartáveis". Para MONTEIRO *et al.* (2001), lixo ou resíduo sólido 'é todo o tipo de material indesejável e que necessita ser removido por ter sido considerado inútil por quem o descarta. Há relatividade da característica inservível do lixo, pois aquilo que já não apresenta nenhuma serventia para quem o descarta, para outro pode se tornar matéria-prima para um novo produto ou processo. Foram verificadas várias formas simples e criativas de reutilização pelas comunidades para diferentes tipos de materiais, mas a prática não se encontrou amplamente incorporada pelos moradores, que também desconhecem inúmeras outras formas de reutilização.

O art. 9º da Lei de Resíduos do Paraná (nº 12493/99) determina que os resíduos sólidos provenientes de residências, estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, bem como os de limpeza pública urbana, deverá ter acondicionamento, coleta, transporte, armazenamento, tratamento e destinação final adequado, nas áreas dos municípios, atendendo as normas da ABNT, no entanto, enquanto nas ilhas e bordas (c^2=31,2;P<0,01;gl=1ec^2=9,1;P<0,01;gl=1) a maioria dos entrevistados respondeu que o lixo é coletado (pelo Projeto Baía Limpa), no continente a maioria respondeu que não (c^2=22,7;P<0,01;gl=1). À respeito do destino do lixo, nas ilhas a maioria sabe que vai para o lixão (c^2=24,9;P<0,01;gl=3), no continente a maioria não sabe para onde é levado (c^2=14;P<0,01;gl=1).

A queima, o lançamento *in natura* e o armazenamento no solo ou subsolo são práticas proibidas no Estado do Paraná desde a criação da Lei nº 12493 em 1999, bem como os depósitos a céu aberto, ou lixões. Neste sentido, todos os municípios do Estado teriam até o ano de 2000 para se adequarem às normas da ABNT e intervirem para minimizar a geração, dando prioridade à reutilização e/ou reciclagem a despeito de outras formas de tratamento e disposição final. Os dados do presente estudo mostram que os procedimentos não estão adequados à legislação vigente, uma vez que o procedimento mais comum nos três ambientes foi 'queimar' e 'enterrar' o lixo (Ilhas: x^2= 119,3; P<0,0001; gl= 6; Continente: x^2= 147; P<0,0001; gl=1; Borda: x^2 = 53,4; P<0,0001; gl=1). Não houve diferenças nas respostas obtidas na borda e ilha (x^2=4,6; P=0,5 gl=5); já o ato de 'queimar' e 'reaproveitar' foi mais freqüente no continente do que nas ilhas (x^2=16,4; P<0,05; gl=5). Os itens mais queimados são: o papel e o plástico (x^2=117,6; P<0,0001; gl=7); o lixo orgânico é o resíduo mais enterrado (x^2=225,2; P<0,01; gl=6). Os itens jogados no mato (papel, orgânico, metal e vidro) não diferiram na freqüência em que foram citados pelos entrevistados. Dos entrevistados que disseram separar o lixo a maioria citou o papel e o plástico (x^2=4; P<0,001; gl=5).

O resíduo mais vendido é o metal (*n*=6), porém foi referida apenas nas ilhas e continentes. Os itens mais reaproveitados foram o lixo orgânico e o plástico (x^2=37,5; P<0,01; gl=5), porém essa prática não foi citada nas bordas.

A percepção local da responsabilidade pelo lixo também as diferiu. Nas ilhas (x^2 = 20; P<0,05; gl=4) e nas bordas (x^2=28; P<0,05; gl=4) a maioria dos entrevistados acredita que a responsabilidade é 'de quem produz' incluindo aí as pessoas, as outras comunidades e embarcações, já nas comunidades continentais (x^2=53; P<0,05; gl=4) a maioria se referiu à 'comunidade' e o 'poder público' como responsável. A solução para o problema nas ilhas (x^2=19; P<0,05; gl=4) é dependente da 'conscientização da comunidade e do indivíduo'. Já no continente (x^2=30; P<0,05; gl=4) a melhoria do problema do lixo está relacionada com a 'coleta do lixo'. A respeito da presença de programas de educação sobre resíduos, ilhas e na borda não diferiu respostas afirmativas e negativas e no continente a maioria significativa respondeu que não há (x^2=26,26; P<0,01;gl=1). Os entrevistados demonstraram não estar preparados para entender e exigir seus direitos e exercer suas responsabilidades.

A atribuição de prejuízo à animais, plantas, moradores e visitantes com relação ao lixo evidenciou que a comunidade subestimou os prejuízos à flora e aos visitantes, sendo que nas ilhas (x^2=9,5; P< 0,05; gl=3), foram identificados como mais prejudicados os 'animais' e os 'moradores'. Nas bordas e no continente não houve diferenças entre respostas afirmativas e negativas. Quanto à atribuição de prejuízo a animais, lugares, embarcações e pessoas, a 'rede de pesca solta no mar' não é vista por nenhuma comunidade como causadora de prejuízos (x^2=30,8; P<0,05; gl=4). O combustível (x^2=37,9; P< 0,05; gl = 4), o plástico (x^2=32,4; P< 0,05; gl = 4), o metal (x^2=39,4; P< 0,05; gl = 4) e o vidro (x^2=54,7; P< 0,05; gl = 4) no continente e nas ilhas foram vistos como causadores de algum dano para todas as categorias, enquanto que na borda as respostas dos moradores não diferiram. Confrontando com a percepção das comunidades, o equipamento de pesca perdido ou jogado pode ser ambiental e financeiramente prejudicial para a atividade pesqueira da região, seja causando prejuízos ou danos à embarcações, ou contribuindo para a pesca acidental. Em um mês, redes de pesca podem percorrer mais de 100 km e servir de armadilha para aves, peixes, mamíferos, quelônios e crustáceos marinhos e, continuar pescando durante mais de 15 anos (SÃO PAULO, 1997). Quanto ao combustível a maioria demonstrou ter consciência quanto ao seu alto grau de prejuízo devido aos vazamentos ocorridos na região que geraram grande crise para as comunidades, porém o problema é visto somente como relativo a tubulações e grandes embarcações. A segurança e a saúde dos moradores são ameaçadas por materiais cortantes, enferrujados ou contaminados. Os resíduos também degradam esteticamente o ambiente costeiro, influenciam negativamente na atividade turística e têm custos elevados de limpeza com pouco ou nenhum potencial de reaproveitamento e/ou reciclagem.

4. Conclusões

De acordo com as análises, conclui-se que em relação às bordas continentais e o continente, as ilhas apresentam maior envolvimento com a problemática dos resíduos sólidos gerados em função da atuação prolongada do Projeto Baía Limpa nessas áreas. Embora a conscientização, o acesso à informação e a organização comunitária, ainda sejam os principais entraves para a tomada de decisões e busca de soluções compartilhadas entre os atores direta e indiretamente afetados pelo problema. As atividades de educação socioambiental no processo de gestão ambiental devem proporcionar condições para a produção e aquisição de conhecimentos e habilidades e o desenvolvimento de atitudes, visando a participação individual e coletiva na gestão compartilhada do uso dos recursos naturais e na concepção e aplicação das decisões que afetam a qualidade dos meios físico-natural e sócio-cultural local. Evidenciou-se também a necessidade de colocar na agenda do poder público local e das comunidades a prioridade na condução de medidas efetivas para a resolução dos problemas ambientais, notadamente o que se refere aos resíduos sólidos, não apenas quanto a coleta, tratamento e disposição final, mas também o descentralizar do processo e a busca de uma solução negociada com todos os envolvidos. Existe a necessidade de uma urgente articulação de esforços para se tratar a questão de forma preventiva e iniciar um processo de busca de soluções regionalizadas e contextualizadas, vindo a contribuir para o desenvolvimento sustentável, a melhoria da qualidade de vida e promovendo a inclusão social das comunidades pela prática da gestão compartilhada.

5. Referências Bibliográficas

IBGE (2002). *Anuário estatístico brasileiro.* Rio de Janeiro.

Monteiro, J. H. P. [et al.] (2001). *Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos*. IBAM, Rio de Janeiro.

São Paulo (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. (1997). *Guia didático sobre o lixo no mar.* SMA/SP, 143 p.

Biodiversity of the Moist Montane Forests of the Brazilian 'Nordeste': Characterization of the Ground-dwelling Ant Fauna (Hymenoptera: Formicidae) in a Primary Forest on the 'Serra de Baturité', Ceará

Paulo A.A.Filho [a], Francisco O. Araújo [a], José D.R. Neto [a], José F.A. Júnior [a], Lician L.A. Vale [a], Maria T.F.C. Lavor [a], Maria V.C. Melo [a], Nathalie Hites [b], Jean-Christophe de Biseau [b], Yves Quinet [a]

[a] Laboratório de Ciências Biológicas, Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza-CE, Brazil (yves@accvia.com.br) [b] Laboratoire de Biologie Animale et Cellulaire, Université Libre de Bruxelles, Brussels, Belgium

1. Introduction

Indicator taxa are an important tool in studies of biodiversity and in monitoring programs because they offer a way to carry out rapid, reliable assessments of the parameters of biodiversity (Oliver and Beattie 1993). Among invertebrates, ants have numerous attributes that make them an ideal indicator taxon: high local diversity, numerical and biomass dominance in almost every terrestrial habitat, important functions in ecosystems, organisation in communities that are sensitive to environnmental changes, ease to sample repeatedly, and good taxonomic knowledge base (Alonso and Agosti, 2000). Ground-dwelling ants are a particularly promising group as they represent a large portion of the myrmecofauna and a standardized protocol for their sampling (the ALL protocol – Ants of the Leaf Litter) has been elaborated (Agosti and Alonso, 2000).

The ALL protocol was largely based on research carried out in Brazil, mainly in the Amazonian basin and the littoral Atlantic Forest. The biodiversity of other areas in Brazil remains poorly known. The moist montane forests scattered throughout the semi-arid Brazilian 'Nordeste' are a typical example of this situation. According to data collected by the "Sociedade Nordestina de Ecologia", the state of Ceará contains the largest surface area of remnants of the Atlantic Forest in the Brazilian "Nordeste" except Bahia. Unfortunately, these remnants are extremely threatened and few active measures aimed at their protection exist, despite the fact that several of these remnants were identified as priority areas for conservation, in light of increasing anthropological pressures and their biological importance, by a workshop of the "Projeto de Conservação e Utilização Sustentável de Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO)", (http://www.conservation.org.br). The moist, montane forests of Ceará are also valuable in a historical/evolutionary context since certain authors consider these forests to be isolated fragments of the Atlantic Forest (Figueiredo et al., 1995; Coimbra-Filho and Câmara, 1996).

In this study, we present the first results of an extensive survey

of the ground-dwelling myrmecofauna of the moist montane forests of the state of Ceará. Our aim is to survey the myrmecofauna of the five principal moist montane forests of the state of Ceará (Serra de Baturité, Serra de Maranguape, Serra da Meruoca, Chapada do Araripe, Chapada da Ibiapaba) in order to be able to compare them amongst themselves as well as with the myrmecofaunae of the 'Mata Atlântica' and the 'Mata Amazônica'.

2. Material and methods

Research was carried out in a primary forest in the Serra de Baturité, one of the biggest of the moist, montane forests of the state of Ceará, located about 60 km from the Ceará coast. The studied area was located in the municipality of Guaramiranga (04°16'S-38°56'W), at an altitude of about 860 meters. Sample points were marked every 10 m along nine 200-meter transects, each separated by a minimum of 50 meters. At each sample point, two methods were used, as recommended in the ALL protocol: a pitfall trap placed 1 m from the transect line and the collection of 1 m² leaf litter on the opposite side of the transect line. The litter sample was sifted before the ants were extracted using a Winkler apparatus, a system by which ants are forced down a bag connected to an alcohol-filled recipient after migrating out of a mesh bag containing the sifted leaf litter (Agosti and Alonso, 2000). Both the pitfall traps and the Winkler extractors were operational for 48 hours. Ants were stored in a 70% alcohol solution. Samples were sorted to separate ants from non-ants and then the ants were divided into morphospecies. Examples of each morphospecies were then mounted and identified to the genus and, when possible, to the species level.

For the analysis, each leaf litter sample was paired with the adjacent pitfall sample, collectively termed a sample point. In order to assess the completeness of the survey, a species accumulation curve was plotted using the means of 500 randomizations of sample accumulation order, provided by the program EstimateS 6.0b1 (Colwell, 2000). Two nonparametric estimators, the first-order jackknife and Chao2, were used to estimate the species richness of the studied area (Longino, 2000).

3. Results and discussion

Taxonomic structure of the fauna. Ants from 126 species, 35 genera, and 6 subfamilies were collected. This species richness is as high and even higher than that found in studies carried out in the littoral Atlantic Forest with a comparable sampling effort and methodology (Campiolo and Delabie, 2000; Delabie et al., 2000; Tavares, 2002). The Myrmicinae were the most common, with 19 genera and 77 species, followed by the Formicinae (5 genera and 22 species), the Ponerinae (6 genera and 20 species), the Dolichoderinae (3 genera and 4 species), the Ecitoninae (1 genus and 2 species), and the Pseudomyrmicinae (1 genus and 1 species). 85,7 % of the genera and 94,5 % of the species collected belonged to one of three subfamilies (Myrmicinae, Ponerinae, Formicinae), a feature typically observed in other tropical forests (Ward, 2000). The five most speciose genera were: *Pheidole* (29 sps.), *Camponotus* (11 sps.), *Solenopsis* (9 sps.), *Strumigenys* (7 sps.), and *Pachycondyla* (7 sps.). At least 3 new species (*Monomorium* sp.n., *Procryptocerus* sp.n., *Heteroponera* sp.n.) and possibly a new genus were collected (Jacques Delabie, personal communication), which possibly indicates high levels of endemism.

Patterns in species richness. The number of ant species found in each 1 m² litter sample generally varied from 8 to 15, with an average of 10,1 species per m². The species frequency of capture histogram shows the same pattern noted in other tropical regions, that is, the capture of a small number of very abundant species and of a large number of rare species captured (Malsch, 2000): 43 % of the captured species were only observed in one or two samples. The accumulation curve for the observed species and the Chao 2 and first-order jackknife estimates did not stabilize (do not reach a plateau), which suggests that the inventory of the studied fauna was not complete. However, both estimators indicate that the bulk of the ground-dwelling ant species present at the study site were collected (69 % and 76 % of the number of species estimated with the Chao 2 and the first-order jackknife, respectively).

4. Conclusions

Our results indicate that the diversity of the ground-dwelling fauna of the moist forest of the Serra de Baturité is high (126 species and 35 genera) and comparable to other regions of Brazil that are considered to have high levels of diversity, like the "Mata Atlântica". The taxonomic structure of the myrmecofauna sampled also ressembles that of other tropical regions, particularly the frequency of capture distribution with many rare and few abundant species, and the dominance of the Myrmicinae.

Differences with the Atlantic and Amazonian forests were also observed, especially the relative importance of the Ponerinae and Formicinae subfamilies. In these two regions, the Ponerinae subfamily is significantly predominant (Majer and Delabie, 1994; Delabie et al., 2000; Vasconcelos and Delabie, 2000, Tavares, 2002), whereas the Formicinae subfamily is slightly predominant in the Serra de Baturité. This difference, already observed in a prelimary study realized in a secondary forest of the Serra de Baturité (Hites, 2001), could indicate the existence of a distinctive feature of the moist, montane forests of the Brazilian "Nordeste" compared to other neotropical moist forests. Should such a feature exist, it could possibly result from interactions existing between the ant fauna of the surrounding semi-arid "caatinga" and deciduous dry forests present on the lower slopes of the mountains with the mirmecofauna of the moist forests located higher up.

5. Bibliography

Agosti, D.; Alonso L.E. (2000). The ALL Protocol: A Standard Protocol for the Collection of Ground-Dwelling Ants, p. 204-206. *In* Agosti, D., Majer, J. M., Alonso, L. E. & Schultz T.R. (eds.). Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity. Smithsonian Institution Press, Washington & London.

Alonso, L.E.; Agosti D. (2000). Biodiversity Studies, Monitoring, and Ants: An Overview, p. 204-206. *In* Agosti, D., Majer, J. M., Alonso, L. E. & Schultz T.R. (eds.). Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity. Smithsonian Institution Press, Washington & London.

Campiolo, S.; Delabie J.H.C. (2000). Caractérisation de la myrmécofaune de la litière de la forêt atlantique du sud de Bahia-Brésil, p. 65-70. *In* Actes Coll. Insectes Sociaux, Tours, France.

Colwell, R.K. (2000). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 6.0b1. User's Guide and application published at: http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates.

Coimbra-Filho, A. F.; Câmara I. (1996). Os limites originais do bioma Mata atlântica na Região Nordeste do Brasil. Fundação Brasileira para a conservação da Natureza, Rio de Janeiro, Brazil. 86p.

Delabie, J.H.C.; Agosti D.; Nascimento I.C. (2000). Litter ant communities of the Brazilian Atlantic rain forest region, p.1-17. *In* Agosti D., Majer J.D., Alonso L. and Schultz T.R. (eds.). Sampling Ground-dwelling Ants: Case Studies from the World's Rain Forests. Curtin University School of Environmental Biology Bulletin N° 18, Perth, Australia.

Figueiredo, M.A.; Lima-Verde L.W.; Paula L. (1995). A Mata Atlântica no Ceará, p. 20-25. *In* Anais 6° Congresso Nordestino de Ecologia, João Pessoa, Paraíba, Brazil.

Hites N. (2001). Study of the diversity of the ground-dwelling ant fauna of a secondary forest in the Serra de Baturité, Ceará, Brazil. Mémoire de fin d'étude. Université Libre de Bruxelles, 86 p.

Longino J.T. (2000). What to do with the data, p. 186-203. *In* Agosti, D., Majer, J. M., Alonso, L. E. & Schultz T.R. (eds.). Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity. Smithsonian Institution Press, Washington & London.

Majer, J.D.; Delabie J.H.C. (1994). Comparison of the ant

communities of annually inundated and terra firme forests at Trombetas in the Brazilian Amazon. Insectes Sociaux 41: 343-359.
Malsch, A. (2000). Investigation of the diversity of leaf-litter inhabiting ants in Pasoh, Malaysia, p. 31-40. *In* Agosti, D., Majer J.D., Alonso L., and Schultz T.R.. *Sampling ground-dwelling ants: case studies from the worlds' rain forests*.. Curtin University School of Environmental Biology Bulletin No. 18. Perth, Australia.
Oliver I.; Beattie A. (1993). A possible method for the rapid assessment of biodiversity. Conservation Biology 7: 562-568.
Tavares, A.A. (2002). Estimativas da diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de serapilheira em quatro remanescentes de floresta ombrófila densa e uma restinga no Estado de São Paulo, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, Brazil. 146 p.
Vasconcelos, H.L.; Delabie J.H.C. (2000). Ground ant communities from central Amazonian forest fragments, p.59-69. *In* Agosti D., Majer J.D., Alonso L. and Schultz T.R. (eds.). Sampling Ground-dwelling Ants: Case Studies from the World's Rain Forests. Curtin University School of Environmental Biology Bulletin N° 18, Perth, Australia.
Ward, P.S. (2000). Broad-scale patterns of diversity in leaf litter ant communities, p. 99-121. *In* Agosti, D., Majer, J. M., Alonso, L. E. & Schultz T.R. (eds.). Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity. Smithsonian Institution Press, Washington & London.
(We thank Jacques Delabie [Laboratório de Mirmecologia – CEPLAC – Itabuna – Bahia] for his assistance with the identification of the ants, Maurice Leponce [Institut des Sciences Naturelles – Brussels – Belgium] for his assistance with data analysis, and the FUNCAP [Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico] and the FNRS [Fonds National de la Recherche Scientifique-Belgium] for financial support).

Machos de euglossini (hymenoptera, apidae) saem da mata fechada para coletar fragrâncias dentro de um canavial?

Paulo Milet Pinheiro [a] *& Clemens Schlindwein* [b].
[a] *Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rego, s/n, 50670-901 Recife, PE, endereço eletrônico:(miletpinheiro@hotmail.com).*
[b] *Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rego, s/n, 50670-901 Recife, PE, endereço eletrônico: (schlindw@ufpe.br.)*

1. Introdução

Entre as numerosas espécies de abelhas das florestas neotropicais, as Euglossini (Apidae) se destacam por apresentarem inúmeras relações com plantas associadas, assumindo um papel chave como polinizadores efetivos nestas florestas (Schlindwein 2000). As fêmeas coletam pólen preferencialmente em flores com anteras poricidas (Buchmann 1983), procuram resinas florais para construção do ninho (Armbruster & Herzig 1984, Armbruster 1996) e coletam néctar escondido em flores com tubos florais compridos, não acessível para abelhas com peças bucais curtas (Dodson 1966, Schlindwein 2000).

Os machos coletam perfumes (lipídeos voláteis) produzidos em osmóforos de flores de Cerca de 700 espécies de Orchidaceae e Araceae (Vogel 1962, 1966, 1999, Dressler 1982).

Diversas fragrâncias que fazem parte do perfume destas flores podem ser utilizadas para atrair os machos de Euglossini. Este método foi repetidamente usado em levantamentos de Euglossini nas diversas formações de florestas neotropicais (veja, por exemplo, Roubik & Ackerman 1987, Neves & Viana 1999, Bezerra & Martins 2001).

Em Pernambuco restam somente pequenos fragmentos de Mata Atlântica geralmente cercados de plantações de cana de açúcar. Estas monoculturas não oferecem recursos florais para as abelhas e, desta forma, isolam os fragmentos de mata. Para a manutenção das espécies vegetais nestes fragmentos, por exemplo, das orquídeas que dependem da polinização dos machos de Euglossini como *Catasetum*, *Stanhopea* ou *Gongora*, é imprescindível que o fluxo gênico entre os fragmentos seja garantido.

Não é conhecido se abelhas da tribo Euglossini atravessam os canaviais entre os fragmentos de mata na procura de recursos florais. Neste estudo perguntamos: os machos de Euglossini deixam as florestas, sendo atraídos por iscas de fragrâncias em plantações de cana-de-açúcar? Existe diferença na dependência da mata fechada por diferentes espécies de Euglossini? Qual é a distância máxima que um macho voa para dentro de um canavial a procura de fragrâncias?

2. Materiais e Métodos

Amostragem de machos de Euglossini

O estudo de campo foi realizado na mata de Bujary (95m, S 07°36.403' O 034°58.925'), município de Goiana, Pernambuco, numa área de Zona da Mata onde predominam áreas de plantação de cana de açúcar que circundam fragmentos de Mata Atlântica nativa.

Foram definidos 7 pontos de coleta ao longo de um transecto para atrair machos de Euglossini com iscas de fragrâncias: a) Interior do fragmento de mata; b) Borda de mata; c) Canavial 10m; d) Canavial 50m; e) Canavial 100m; f) Canavial 250m; g) Canavial 500m distante da mata.

Entre 9:00 h e 12:00 h, no pico de atividade, machos de Euglossini foram atraídos por iscas, pedaços de papel filtro contendo gotas de solução de fragrância. As iscas foram oferecidas simultaneamente nos 7 pontos de coleta. Foram utilizadas 5 substâncias que mostraram ser eficientes para a atração de Euglossini durante os levantamentos em Pernambuco: acetato de benzila, beta-ionone, scatol, eugenol e salicilato de metila. Abelhas que puderam ser identificadas no campo foram coletadas, depositadas em uma caixa de isopor com gelo, contadas e liberadas após o término da coleta (espécies do gênero *Eulaema*). As outras espécies de abelha (*Euglossa*, *Exaerete*, *Eufriesea*) foram capturadas para posterior identificação no laboratório.

As abelhas foram preparadas, etiquetadas e identificadas com ajuda da coleção de referência de abelhas do grupo de trabalho e em cooperação com sistematas da área (J. S. Moure e M. Oliveira). As abelhas foram depositadas na Coleção Entomológica do Laboratório de Ecologia Vegetal da UFPE.

3. Resultados

Foram registrados ao total 476 indivíduos de abelhas Euglossini de 14 espécies, dos quais 157 no interior, 141 na borda, 82 a 10m, 31 a 50m, 20 a 100m, 30 a 250m e 15 a 500m. Do gênero *Eulaema* foram coletadas machos de *E. nigrita*, *E. cingulata*, *E. flavescens* e *E. bombiformis*; do gênero *Euglossa* foram amostradas 7 espécies: *Euglossa cordata*, *E. securigera*, *E. perpulchra*, *E. iopyrrha*, *E. ignita* e duas espécies não identificadas; do gênero *Exaerete*, *E. frontalis* e *E.smaragdina* e uma espécie de *Eufriesea* (*E. mussitans*).

No interior da mata foi encontrada uma maior riqueza de espécies, seguida pela borda. O experimento mostrou que as espécies de Euglossini apresentam um comportamento diferenciado. Machos de 8 espécies, *Eulaema flavescens*, *E.bombiformis*, *Euglossa ignita*, *E. iopyrrha*, *E. perpulchra* e *Eufriesea mussitans* não deixaram a mata fechada, enquanto os de *Eulaema nigrita*, *E. cingulata*, *Euglossa cordata* e *E. securigera* foram coletadas até 500m.

O cheiro que atraiu o maior número de indivíduos foi o Beta-ionone (306 indivíduos), seguido pelo scatol (137), acetato de benzila (34), salicilato de metila (13) e eugenol (4). Nos pontos de fora da mata, os cheiros salicilato de metila, eugenol e acetato de benzila não foram procurados pelas abelhas.

4. Conclusão

O experimento indica que as espécies de Euglossini apresentam diferentes ligações com a floresta. Para mais da metade das espécies o canavial significa uma barreira no seu raio de atividade. Estas espécies parecem ser intimamente ligadas com a mata, evitando o sobrevôo de áreas abertas e são, juntamente com as plantas

a elas vinculadas, as mais ameaçadas pela fragmentação e destruição dos habitats.

Outras espécies, como *Eulaema nigrita* e *Euglossa cordata* apresentam uma maior flexibilidade de adaptação a áreas perturbadas. É conhecido que estas espécies ocorrem em ambientes urbanos onde encontram locais de nidificação. Somente abelhas destas espécies devem ser capazes de ligar fragmentos de mata isolados.

O raio de atividade de Euglossini de até mais de 20 km (Janzen, 1971 & Kroodsma, 1975) foi determinado numa área de mata contínua. Em regiões onde a mata é restrita a poucos fragmentos, a maioria das espécies de Euglossini parece ficar nos fragmentos, não exercendo seu papel de polinizadores de longa distância.

Agradecimentos:

Agradecemos a, Airton Carvalho, Ana Gabriela Bieber, Carlos Eduardo Pinto da Silva, David Morais, Débora Moura, Isabela Mariz, Leonardo Pierrot, Martin Duarte de Oliveira e Reisla O. Darrault, pela contribuição nos trabalhos de campo. Ao PIBIC/CNPq pelo apoio financeiro.

5. Referências Bibliográficas

Armbruster, W. S. 1996. Evolution of floral morphology and function: an integrative approach ot adaptation, constraint, and compromise in *Dalechampia* (Euphorbiaceae). In: Lloyd, D. G. & Barrett, S. C. H. (eds.). Floral biology. Studies on floral evolution in animal-pollinated plants. Chapman & Hall, New York. p. 241-271.

Armbruster, W. S. & Herzig, A. L. 1984. Partitioning and sharing of pollinators by four sympatric species of *Dalechampia* (Euphorbiaceae) in Panama. Ann. Missouri Bot. Gard. 71: 1-16.

Bezerra, C. P. & Martins, C. F. 2001. Diversidade de Euglossinae (Hymenoptera, Apidae) em dois fragmentos de Mata Atlântica localizados na região urbana de João pessoa, Paraíba, Brasil. Revta. bras. Zool. 18 (3): 823-835.

Buchmann, S. L. 1983. Buzz pollination in angiosperms. In: Jones, C. E. & Little, R. J. (eds.) Handbook of experimental pollination biology. p. 73-114.

Dodson, C. H. 1966. Ethology of some bees of the tribe Euglossini (Hymenoptera: Apidae). J. Kansas Entomol. Soc. 39: 607-629.

Dressler, R. L. 1982. Biology of the orchid bees (Euglossini). Ann. Rev. Ecol. Syst. 13: 373-394.

Janzen, D. H. 1971. Euglossine bees as long-distance pollinators of tropical plants. Science 171:203-205.

Kroodsma, D. E. 1975. Flight distance of male Euglossine bees in orchid pollination. Biotropica 7(1):71-72

Neves, E. L. & Viana, B. F. 1999. Comunidade de machos de Euglossinae (Hymenoptera: Apidae) das matas ciliares da margem esquerda do médio Rio São Francisco, Bahia. An. Soc. Entomol. Brasil 28 (2): 201-210.

Roubik, D. W. & Ackerman, J. D. 1987. Long-term ecology of euglossine orchid-bees (Apidae: Euglossini) in Panama. Oecologia (Berlin) 73: 321-333.

Schlindwein, C. 2000. A importância de abelhas especializadas na polinização de plantas nativas e conservação do meio ambiente. Anais do Encontro sobre Abelhas 4: 131-141.

Vogel, S. 1962. Duftdrüsen im Dienste der Bestäubung. Über Bau und Funktion der Osmophoren. Akademie der Wissenschaften und der Literatur, Abhandlungen der mathematisch-naturwiss. Klasse. 10: 1-165.

Vogel, S. 1966. Pafümsammelnde Bienen als Bestäuber von Orchidaceen und *Gloxina*. Österreichische Botanische Zeitschrift 113: 302-361.

Vogel, S. 1999. Von Ölblumen und Parfümblumen. In: Zizka, G. & Schenckenburger S. (eds.) Blütenökologie, faszinierendes Miteinander von Pflanzen und Tieren, Kleine Senckenberg-Reihe 33, Palmengarten Sonderheft 31, Waldemar Kramer, Frankfurt. p. 74-87.

Gradientes ambientais e abundância das comunidades animais em uma paisagem de Mata Atlântica e monocultura de eucalipto no extremo-sul do estado da Bahia: resultados preliminares.*

Pedro Luís Bernardo da Rocha[A], Blandina Felipe Viana[B], Márcio Kikán Cardoso[C], Moacir Tinoco[D], Tatiana Bichara Dantas[E], Amada Melo[F].
[A] UFBA (peurocha@ufba.br); [B]UFBA (blandefv@ufba.br); [c]UEFS (zikan@uefs.br); [D]UCSAL (moacirtinoco@uol.com.br); [E]UFBA (tatiana.bichara@terra.com.br), [F]UFBA (amadabio@ufba.br)

1.Introdução

A fragmentação dos hábitats representa uma das principais causas da perda de biodiversidade em florestas tropicais e gera uma situação de remanescentes imersos em uma matriz de ambientes alterados. O grau de permeabilidade da matriz às populações da mata é determinante para a sobrevivência destas no longo prazo (Laurance & Bierregaard, 1997). O extremo-sul da Bahia passou por um processo de fragmentação envolvendo vários tipos de alteração antrópica. Recentemente, expandiram-se as monoculturas de eucalipto, que formam uma matriz de fisionomia temporariamente florestada e, portanto, com potencial para aumentar a conectividade entre os fragmentos. Contudo, a qualidade dessa matriz do ponto de vista da fauna nativa é pouco conhecida.

Este trabalho apresenta uma descrição preliminar das diferenças de estrutura numérica das comunidades animais entre três componentes da paisagem do extremo-sul da Bahia (mata primária contínua, fragmentos florestais e monocultura de eucalipto) e dos gradientes ambientais relacionados à variação de abundância dessas comunidades com o objetivo de avaliar o efeito da fragmentação e a qualidade da matriz na região.

2.Material e Métodos

Foram estabelecidas 12 unidades amostrais distribuídas em uma área de 18 km x 15 km (propriedades da empresa Veracel Celulose): 4 em distintos fragmentos florestais (100-250 ha) em estágio intermediário de sucessão; 4 na Estação Veracruz (fragmento de floresta primária com 6.069ha), sendo 2 próximos ao limite com o eucaliptal e 2 no interior da reserva; e 4 em eucaliptais com 6-7 anos de idade. Em cada unidade foram capturados lagartos (LAC), anuros (ANU) e artrópodes de folhiço, incluindo insetos (HEX), aracnídeos (ARA) e miriápodes (MYR) (36 armadilhas de queda), abelhas euglossíneas (EUG) (24 armadilhas, iscas de odor) e borboletas (LEP) (2 armadilhas de tela com isca) durante 10 dias (fevereiro/2003). Em cinco a 36 pontos amostrais em cada unidade foram quantificadas as seguintes variáveis microclimáticas: temperatura e umidade do solo (ST, SU) e do ar (AT, AU) e luminosidade (LU), e as seguintes variáveis de micro-hábitat em escala ordinal (1 a 4): quantidade de cobertura de folhiço (CF), quantidade de herbáceas (HE) e quantidade de troncos caídos (TR).

As análises foram divididas em duas partes (Jongman et al. 1995):

(1) Comparações estatísticas entre os componentes da paisagem: através de testes de Kruskal-Wallis seguidos de testes de comparação múltipla de Dunn foram comparadas as distribuições de abundâncias dos grandes grupos entre os componentes da paisagem. O mesmo teste foi utilizado para comparar as distribuições das médias das variáveis de microclima e micro-hábitat desses componentes;

(2) Análise indireta e direta de gradientes sobre a matriz de abundâncias e riquezas: a matriz de abundâncias de LAC, ANU, HEX, ARA, MYR, EUG e LEP nas 12 réplicas da paisagem foram reduzidas através de uma análise de fator de modo a se extrair os componentes principais com autovalor superior a 1,000. Foram construídos *biplots* indicando a posição das unidades amostrais e os eixos de aumento de abundância ou riqueza dos grupos taxonômicos sobre planos cartesianos definidos por esses componentes principais. Avaliou-se a existência de correlação entre as variáveis teóricas ambientais definidas pelos componentes principais e as variá-

veis ambientais mensuradas através do teste de correlação de Spearman ou aquelas derivadas de uma análise de redução (PCA) sobre as variáveis ambientais mensuradas.

3.Resultados e Discussão:

Testes Kruskal-Wallis/Dunn sobre os dados de abundância indicaram uma tendência (não estatística) para maiores valores de ANU em áreas de floresta, principalmente na Reserva Veracruz. Detectaram ainda diferenças significativas entre: as abundâncias HEX entre os elementos da paisagem (KW= 6,021, P= 0,0493), com tendência (não estatística) a maiores valores nos fragmentos (devido principalmente a formigas e ortópteros); as abundâncias de ARA (KW= 6,754, P= 0,0341), MYR (KW= 8,221, P= 0,0164) e LEP (KW= 7,565, P= 0,0228) entre os elementos da paisagem, com valores maiores no eucalipto e menores na Reserva Veracruz; e as abundâncias de EUG entre os elementos da paisagem, com tendência (não estatística) a maiores valores na Reserva.

Testes Kruskal-Wallis/Dunn sobre os dados de micro-clima e micro-hábitat detectaram diferenças significativas apenas para TR (KW= 8,000, P= 0,0048), que apresentou valores maiores nos fragmentos que nos eucaliptais) e para LU (KW= 8,346, P= 0,0024), que apresentou valores maiores no eucalipto que na mata.

A análise de fator sobre as abundâncias extraiu dois componentes com autovalor maior que 1,000. As unidades amostrais organizaram-se ao longo do primeiro componente principal (PC1) de modo seqüencial: áreas de interior da reserva (valores muito negativos) à borda de reserva e fragmentos de mata (valores próximos a zero) à eucaliptais (valores muito positivos). Um dos fragmentos apresenta alto valor em PC2. As abundâncias de LEP, ARA e MYR aumentam e as de ANU e EUG reduzem com PC1, que está positivamente correlacionado com ST (P= 0,028). As abundâncias de LAC e HEX aumentam com PC2, que não está correlacionado com nenhuma das variáveis microclimáticas mensuradas.

Nossos resultados preliminares apontam o grupo dos euglossíneos e dos anuros de folhiço como os melhores indicadores biológicos da qualidade dos habitas florestados, apresentando altas densidades no interior da floresta contínua (Reserva Veracruz). Esses dados corroboram informações prévias sobre a biologia dos dois táxons (Powel & Powel, 1987; Laurance & Bierregaard, 1997). A alta abundância de artrópodes predadores de solo e decompositores (aracnídeos e miriápodes) na monocultura de eucalipto indica a existência de teias alimentares compexas nesse ambiente, bem como alta disponibilidade de recursos alimentares para pequenos vertebrados predadores generalistas. A alta abundância de insetos (principalmente formigas e ortópteros) nos fragmentos, embora sugira teias menos complexas, parece indicar recursos alimentares também acessíveis a pequenos vertebrados generalistas. As abundâncias apenas de parte dos componentes da herpetofauna, contudo, parecem seguir essa previsão. Os anuros apresentam maiores densidades na floresta contínua, como citado acima, e apenas a abundância dos lagartos parece não variar fortemente entre os componentes da paisagem.

A correlação de algum componente principal (o primeiro) apenas com a temperatura do solo e a existência de diferenças microclimáticas e de micro-hábitat entre os componentes da paisagem apenas para a quantidade de troncos caídos e luminosidade indica que as causas subjacentes à variação de abundâncias da fauna na paisagem são complexas e podem incluir fatores estocásticos.

4.Conclusões:

Nossos dados indicam que tanto a fragmentação da floresta original no extremo-sul da Bahia como a matriz formada pela monocultura de eucalipto geram ambientes apenas parcialmente adequados para o conjunto da fauna original da Mata Atlântica. A realização das outras três coletas previstas no projeto em andamento permitirá que se verifique a veracidade das tendências aqui detectadas sobre a variação das abundâncias da fauna na paisagem do extremo-sul da Bahia.

5.Referências Bibliográficas:

Jongman, R.H.G., Ter Braak, C.J.F., Van Tongeren, O.F.R. [Eds] 1995. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge. 299p.

Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. [Eds] 1997. Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. The University of Chicago Press, Chicago. 616p.

Powel, A. H., Powel, G. V. N. 1987. Population dynamics of male euglossine bees in Amazonian forest fragments. Biotropica, 19, 176-179.

* Apoio: Veracel Celulose; FAPESB; UCSAL; Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento, UFBA

Comparação entre espectros biológicos de formações vegetais periféricas à Floresta Atlântica - RJ

PEREIRA, M.C.A.[a]; ARAUJO, D.S.D.[b] & CARDIN , L.[c]

[a] Programa de Pós-graduação em Ecologia (PPGE) da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ (miriam@ig.com.br); [b] Professora Adjunta do Departamento de Ecologia da UFRJ e [c] Aluna de Bacharelado em Botânica da UFRJ.

1.Introdução

Como conseqüência de divergências e convergências evolutivas, espécies fortemente relacionadas taxonomicamente podem ocorrer sob diferentes condições ambientais e táxons pouco afins podem habitar o mesmo ambiente. Sendo assim, o conhecimento das floras de duas áreas pode esclarecer muito pouco sobre como essas são similares ecologicamente (Begon *et al*. 1996).

Por outro lado uma comunidade, cuja existência esteja subordinada à determinadas condições ambientais, pode ser caracterizada por uma distribuição de freqüência de tipos de formas de vida entre seus membros; esta é denominada espectro biológico (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). A utilização desses espectros biológicos torna mais fácil a comparação entre comunidades fisionomicamente semelhantes que possuem floras distintas.

O sistema de classificação de formas de vida mais amplamente utilizado é o de Raunkiaer (1934), que classifica as plantas de acordo com sua forma de vida definida pela maneira como seus meristemas se posicionam, persistem e se protegem. Para adaptarem-se a gradientes de estresse ambiental as espécies vegetais podem adotar uma grande variedade de formas de crescimento, e o estudo destas adaptações permite identificar estratégias destas plantas para otimizar e maximizar o uso dos recursos disponíveis (Montenegro 1986).

A floresta atlântica caracteriza-se por apresentar elevado número de espécies e alto grau de endemismo, estando hoje entre os 25 centros de biodiversidade (“hotspots”) prioritários para a conservação no mundo (Myers *et al*. 2000). Comunidades vegetais periféricas à Floresta Atlântica “s.s”, ou seja, campos de altitude, costões rochosos costeiros, florestas alagadas, florestas secas e vegetações de restinga, possuem menor riqueza florística e complexidade estrutural por estarem associadas a condições ambientais mais extremas que a condição mésica daquela floresta sobre as serras do Estado do Rio de Janeiro (Scarano, 2002).

Os campos de altitude que apresentam baixas temperaturas com geadas no inverno, estiagem, escassez ou ausência de solo e alta radiação de luz, e as restingas com baixa pluviosidade no inverno, salinidade e escassez de nutrientes no solo são bons exemplos destas comunidades (Scarano 2002). Estas podem apresentar, ainda, semelhanças quanto à características: fisionômicas - onde a maior parte das espécies ocorrem em ilhas de vegetação (Torres 2002, Pimentel 2002); estruturais - com a dominância de poucas espécies, ou seja, estrutura oligarquica (Araujo *et al*. no prelo, Torres 2002); e funcionais - baixa redundância devido ao elevado número de espécies *vs.* baixo número de plantas facilitadoras (neste caso, espécies que propiciam as condições para a germinação e

estabelecimento de outras) (Scarano 2002). O conjunto destes fatores resulta na alta fragilidade destas comunidades.

O objetivo deste trabalho é comparar os espectros biológicos de três formações vegetais periféricas à floresta atlântica fisionomicamente semelhantes e floristicamente distintas: a formação arbustiva aberta de *Clusia* do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, a formação arbustiva de Myrtaceae do cordão arenoso interno da Área de Proteção Ambiental de Maricá e a vegetação rupícola de altitude do Parque Nacional do Itatiaia.

2. Métodos

Descrição das comunidades - A formação arbustiva aberta de *Clusia* ocupa as regiões de topografia mais alta, onde o lençol freático não aflora, e é constituída por moitas de diversos tamanhos, intercaladas por espaços de areia onde a cobertura vegetal é esparsa. O percentual de cobertura das moitas varia entre 39 e 45% e a vegetação herbácea sobre areia entre moitas apresenta cobertura vegetal total entre 2-10% (Oliveira-Galvão *et a*l. 1990).

A formação arbustiva de Myrtaceae é constituída por uma faixa estreita e contínua de vegetação, paralela à linha da costa, cobrindo a face do cordão arenoso interno voltada para o mar. Esta se apresenta como um emaranhado de ervas e arbustos baixos, com cobertura quase contínua de gravatás; em direção à crista do cordão, os arbustos aumentam em altura, formando um ambiente sombreado, que é ocupado por poucas ervas umbrófilas. Na outra face do cordão ocorrem moitas de variados tamanhos intercaladas por esparsa cobertura de pequenas ervas e subarbustos.

A vegetação rupícola de altitude (> 2.000 m) encontra-se organizada em ilhas de vegetação com tamanho variando entre 0,01 e 18 m^2 (ver maiores detalhes em Torres 2002).

Espectros Biológicos - Para a confecção dos espectros biológicos, as formas de vida das espécies das três formações em estudo foram classificadas segundo o sistema de Raunkiaer revisado por Mueller-Dombois & Ellenberg (1974). Devido a ausência de uma estação fortemente desfavorável nas duas áreas de restinga não foi levada em consideração a perda da parte aérea da planta, sendo considerada apenas a posição das gemas de perenização conforme Muller & Waechter (2001). Para a vegetação rupícola de altitude ver Torres (2002).

Os espectros biológicos florísticos e vegetacionais foram construídos utilizando-se a porcentagem de espécies e cobertura por forma de vida, respectivamente. Para a formação arbustiva aberta de *Clusia* foram registradas 37 espécies para o estrato herbáceo, cujas coberturas foram estimadas em 600 quadrados de 1m^2 (Pereira *et al*., submetido) e 42 espécies arbustivas que tiveram sua cobertura estimada em 1.800m de intercepto de linha (Pimentel 2002). Para a formação arbustiva de Myrtaceae as coberturas das 42 espécies arbustivas foram levantadas em 350m de intercepto de linha (Pereira *et al.*, 2001) e as 29 espécies herbáceas em 363m de intercepto mais 12 quadrados de 1m^2 (M.C.A. Pereira & D.S.D. Araujo, dados não publicados).

O espectro biológico florístico da vegetação rupícola de altitude foi construído utilizando os dados de Torres (2002), onde foram utilizadas duas outras formas de vida (suculentas e bambusoides) que nos outros espectros foram incluídas em uma das formas de vida de Raunkiaer.

Para verificar se os espectros são significativamente diferentes entre si foi aplicado o teste do qui-quadrado (Zar,1999). A similaridade florística entre comunidades foi estimada pelo coeficiente de Sorensen (Brower & Zar 1984).

3. Resultados e Discussão

Os espectros biológicos florísticos obtidos para as formação arbustiva aberta de *Clusia*, arbustiva de Myrtacea e vegetação rupícola de altitude foram respectivamente: fanerófitos (52%, 58% e 28%), caméfitos (20%, 20% e 15%), hemicriptófitos (13%, 7% e 36%), geófitos (6%, 3% e 15%), terófito (3%, 3% e 3%), trepadeiras (6%, 9% e 0%), suculentas (0%, 0%, e 1%) e bambusoides (0%, 0% e 2%).

A forma de vida dominante nos espectros das formações de restinga estudadas (fanerófitos) possui porcentagem superior a esperada de acordo com o espectro normal de Raunkiaer (1934) caracterizando o fitoclima da região como fanerofítico, e este é o observado para as florestas pluviais tropicais segundo este autor. Por outro lado, a vegetação rupícola de altitude foi caracterizada por um fitoclima hemicriptofítico que corresponde a um clima frio e úmido típico de altas latitudes e altitudes. Os fanerófitos, na maioria das vezes, utilizam uma estratégia de tolerância a condições adversas enquanto que a forma hemicriptófita representa uma estratégia de escape. Isto sugere que a vegetação rupícola de altitude enfrenta uma estação adversa mais severa que as comunidades de restingas aqui estudadas.

Os espectros biológicos florísticos das formações arbustiva aberta de *Clusia* e arbustiva de Myrtaceae são iguais (á = 0,05), embora a similaridade floristica entre estas duas comunidades de restinga seja de apenas 39% (coeficiente de Sorensen). O espectro da vegetação rupícola de altitude é significativamente diferente dos demais e não foram observadas espécies comuns entre esta e as duas comunidades de restinga. Portanto, os espectros permitem comparar características estruturais e funcionais das comunidades apesar da ausência de similaridade florística entre elas.

Os espectros vegetacionais das formações arbustiva aberta de *Clusia* e arbustiva de Myrtaceae foram respectivamente: fanerófitos (62% e 75%), caméfitos (8% e 14,7%), hemicriptófitos (4% e 3,8%), geófitos (20% e 1,7%), terófitos (2% e 0,4%) e trepadeiras (4% e 4,4%). Os resultados indicam que há diferença significativa entre estes espectros (á = 0,05). Isto ocorre, principalmente, em função da elevada porcentagem de cobertura de uma das espécies de geófitos (*Allagoptera arenaria*) no espectro da formação arbustiva de *Clusia* e, também, pela elevada cobertura dos caméfitos, especialmente *Vriesea neoglutinosa*, na formação arbustiva de Myrtaceae. Desta maneira os espectros biológicos vegetacionais fornecem uma imagem mais aproximada da realidade observada, diferenciando melhor comunidades estruturalmente diferentes, apesar da fisionomia semelhante.

4. Conclusões

Os espectros biológicos florísticos e vegetacionais foram boas ferramentas para comparar comunidades fisionomicamente semelhantes e floristicamente distintas, pois evidenciaram, inclusive, diferenças ecológicas entre vegetações caracterizadas pelo mesmo fitoclima. Estes espectros também são bons descritores da comunidade, quando não houver dados florísticos e/ou estruturais disponíveis.

As duas comunidades de restinga terem sido caracterizadas (espectros biológicos florísticos) pelo mesmo fitoclima da floresta atlântica reforça a idéia desta ser a fonte colonizadora daquelas, pelo menos em tempos recentes. Enquanto que a vegetação rupícola de altitude, embora esteja geograficamente próxima, parece ter menor relação com a floresta atlântica, tanto em termos de origem quanto em adversidade ambiental.

(Agradecimentos: A CAPES pela bolsa concedida a M.C.A. Pereira e ao CNPq pelas bolsas concedidas a L. Cardin e D.S.D. Araujo. Ao Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD–Site-5 e NUPEM pelo apoio).

5. Referências Bibliográficas

Araujo, D.S.D.; Pereira, M.C.A. & Pimentel, M.C.P. *Flora e estrutura de comunidades no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba – Síntese dos conhecimentos com enfoque especial para formação aberta de Clusia*. In: C.F.D.Rocha, F.R.Scarano & F.Esteves (eds.) Ecologia, História Natural e Conservação do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (No prelo).

Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1986. *Ecology*, 3ª ed., Blackwell Science Ltd, Oxford.

Brower, J.E. & Zar, J.H. 1984. *Field & laboratory methods for general ecology*. 2 ed. W.C. Brown Company Publishers, Dubuque, Iowa.

Montenegro, G. 1986. *Formas de crecimiento: Su definicion y naturaleza de sus adaptaciones al ambiente utilizando el sistema de monocaracteres.* Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales 16(61): 11-20.
Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons. New York.
Müller, S.C. & Waechter, J.L. 2001. *Estrutura sinusial dos componentes herbáceo e arbustivo de uma floresta costeira subtropical*. Revta Brasil.Bot. 24 (4): 395-406
Myers, N.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.AB. & Kent, J. 2000. *Biodiversity hotspots for conservation priorities.* Nature 403:853-858.
Oliveira-Galvão, A.L.C.; Galvão, W.S. & Carvalho, V.C. 1990. *Monitoramento da cobertura vegetal da restinga de Carapebus-Macaé (RJ), a partir de imagens orbitais*. In: ACIESP – II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: Estrutura, função e manejo. v. 3, p. 442-454.
Pereira. M.C.A.; Araujo, D.S.D. & Pereira, O.J.P. 2001. *Estrutura de uma comunidade arbustiva da restinga de Barra de Maricá – RJ*. Revta brasil. Bot., São Paulo, 24(3): 273 – 281.
Pereira, M.C.A.; Zorat, S.C. & Araujo, D.S.D. *Estrutura do estrato herbáceo na formação aberta de Clusia do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ*. Acta Bot. Brasilica (submetido).
Pimentel, M.C. 2002.*Variação especial na estrutura de comunidades vegetais da formação aberta de Clusia no Parque Nacional da restinga de Jurubatiba, RJ*. Tese de Doutorado. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro.
Raunkiaer, C. 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography.* Oxford, Clarendon.
Scarano, F.R. 2002. *Structure, function, and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the brasilian atlantic rainforest. Annals of Botany* 90: 1-8.
Torres, K. 2002. *Estrutura, dinâmica e biogeografia das ilhas de vegetação rupícola do planalto do Itatiaia, RJ.* Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
Zar, J.H. 1996. *Biostatistical Analysis*. 3 ed. Prentice Hall. New Jersey. 662pp.

O efeito da fragmentação florestal no padrão de forrageamento de *atta laevigata* (formicidae, myrmicinae, attini)

Poliana Figueroa Falcão[1] Rainer Wirth[2] & Inara R. Leal[1]
[1]Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco 50670-901 Recife, PE, Brasil. E-mail: falcaopf@bol.com.br
[2]Abteilung Allgemeine Botanik, Universität Kaiserslautern, Postfach 3049, 67653 Kaiserslautern, Alemanha.

1. Introdução

Formigas do gênero *Atta* são consideradas os herbívoros mais comuns de florestas neotropicais (Cherrett, 1968). Este gênero é o mais derivado da tribo Attini e coleta principalmente folhas como substrato para o fungo simbionte (Hölldobler & Wilson, 1990), sua única fonte de alimento (Forti *et al*, 1983). Em conseqüência da grande quantidade de folhas que utilizam, as saúvas são consideradas pragas em áreas reflorestadas e agrícolas, chegando a destruir total ou parcialmente uma cultura (Forti *et al*, 1983). Em ambientes naturais, as formigas cortadeiras chegam a remover de 12 a 17% da produção total de folhas (Farji-Brener, 2001).

O desflorestamento tem aumentado a cada ano, resultando em uma paisagem fragmentada (Whitmore, 1997). As conseqüências primárias desta fragmentação são a redução do habitat e o aumento na razão borda/interior de florestas, resultando no efeito de borda (Laurance, 1997). A alteração da borda modifica fatores abióticos (veja revisão em Murcia, 1995) e causa mudanças na composição de espécies e estrutura da floresta (Tabanez *et al.*, 1997). Por exemplo, há um aumento nas taxas de recrutamento de espécies pioneiras (Laurance *et al.*, 1998) e uma maior proliferação de lianas e trepadeiras (Laurance *et al.*, 2001).

A qualidade do habitat influencia a densidade de ninhos de saúvas em uma área, onde bordas de florestas e fragmentos apresentam maiores densidades (Farji-Brener, 2001; observação pessoal). Isso se deve ao fato de que as saúvas preferem utilizar plantas pioneiras, por apresentarem poucas defesas físicas e químicas (Coley & Barone, 1996). Assim, em bordas de mata ou fragmentos deve existir maior quantidade de recursos utilizados pelas formigas, ou seja, menor controle "bottom-up", que em áreas centrais de florestas contínuas (Vasconcelos & Cherrett, 1997).

Assim, acredita-se que as colônias de saúvas localizadas em fragmentos e borda de floresta utilizem uma menor riqueza e diversidade de espécies vegetais como substrato do fungo simbionte que colônias localizadas em área central de floresta contínua. Este padrão seria devido a maior quantidade de espécies pioneiras, presentes em fragmentos e bordas de floresta, as quais são mais utilizadas pelas formigas.

2. Material e métodos

O trabalho foi realizado em uma área de floresta Atlântica pertencente à Usina Serra Grande, localizada nos municípios de Ibateguara e São José da Laje, Alagoas. A usina possui cerca de 9000 ha de floresta distribuídos em fragmentos de diferentes tamanhos, todos circundados por lavoura de cana-de-açúcar, incluindo o fragmento de Coimbra, com aproximadamente 3500 ha, que foi utilizado como área controle deste estudo, por se tratar do maior fragmento de floresta Atlântica localizado ao norte do rio São Francisco. A formação florestal é Ombrófila Aberta Baixo-Montana, com árvores emergentes de até 35 m de altura e dossel aberto com presença de muitas palmeiras (Veloso *et al.*, 1992). O clima é tropical quente e úmido, com temperatura média anual de 22 a 24^{o}C e precipitação média anual de 1200 mm.

A fim de testar se a diversidade do material vegetal coletado pelas formigas é influenciada pelo efeito de borda, foram selecionadas cinco colônias na borda (localizadas a até 100m) e cinco no interior da área controle. Para testar a influência da redução de área, outras cinco colônias foram selecionadas no fragmento Aquidabã, com cerca de 350 ha. Amostras de um minuto, tomadas no horário de pico de atividade, foram obtidas para todas as trilhas ativas de cada uma das 15 colônias selecionadas. As amostras foram obtidas com um aspirador manual que, após a sucção das formigas e fragmentos, foi aberto para que as formigas pudessem sair deixando os fragmentos. Este procedimento foi repetido a cada dois meses iniciando em julho de 2002 e terminando em maio de 2003 para avaliar se existe variação sazonal na coleta do material vegetal pelas colônias.

Os fragmentos coletados foram separados nas seguintes categorias: folhas, flores, frutos e outros. Como a diversidade da dieta pode ser calculada sem a identificação taxonômica das plantas, os fragmentos foram separados em morfoespécies seguindo características de nervação, cor, pilosidade, glândulas e outros parâmetros, sob microscópio estereoscópico (cf Wirth *et al.*, 1997).

O número de espécies vegetais coletadas pelas colônias nos três habitats (borda, interior e fragmento) e nas estações (seca e chuvosa) será comparado através de análise de variância de dois fatores (cf. Zar, 1996). As diferentes partes vegetais coletadas pelas colônias nos três habitats foram comparadas com teste de qui-quadrado (cf. Zar, 1996). A diversidade de material vegetal coletado pelas colônias nos três habitats foi medida com o inverso de Simpson. Os valores do inverso de Simpson foram comparados entre habitats através de análise de variância. A normalidade dos dados foi testada com Kolmogorov-Smirnov (Lilliefors).

3. Resultados e Discussão

O número de morfoespécies coletadas pelas 15 colônias monitoradas não foi diferente entre os habitats (Anova; F=0,653; P=0,523), porém foi entre as estações (Anova; F = 18,860; P = 0,000). Na estação seca houve maior riqueza de morfoespécies que na chuvosa. A interação entre habitats e estações também não foi

significativa (Anova; F=0,007; P=0,993). Apesar de em alguns meses as colônias coletarem maior proporção de poucas espécies, a diversidade de material vegetal coletado também não foi diferente entre os habitats (Anova; F= 0.297; P = 0.744), seguindo o padrão acima. Por outro lado, houve diferença significativa entre as estações (Anova; F = 9,311; P = 0,003), ocorrendo maior diversidade de espécies na estação seca. A interação entre habitats e estações também não é significativa (Anova; F = 0,046; P = 0,630).

Esses resultados não corroboram a hipótese levantada de maior riqueza e diversidade de espécies no interior da área contínua que na borda e em fragmento. Nós acreditamos que não haja diferença porque muitas espécies de plantas herbáceas que ocorrem em bordas e em fragmentos são utilizadas pelas colônias destes ambientes. No interior da floresta este grupo é pouco representado ou ausente e o forrageamento das colônias é restrito às espécies arbóreas. Outra possibilidade é que a borda estipulada para o estudo (100m) é pequena, e as colônias localizadas no interior têm acesso à borda, podendo coletar plantas desta área. Além disso, algumas colônias muito distantes da borda estão localizadas em clareiras naturais e, assim, também apresentam áreas de forrageamento com espécies pioneiras.

Embora todas as colônias tenham coletado principalmente folhas, seguido de flores, outros materiais e frutos, houve diferença significativa na proporção destes diferentes itens tanto entre os habitats (c^2= 350,01 GL = 6; P < 0,000), quanto entre as estações (c^2 = 703,89; GL = 3; P < 0,000). Como flores e frutos são produzidos em menor quantidade e sazonalmente, a utilização de folhas garante a manutenção do fungo, e conseqüentemente da colônia, durante todo o ano.

A espécie mais abundantemente e freqüentemente coletada pelas formigas foi *Croton floribundus* (Euphorbiaceae). Outras espécies bastante coletadas e já identificadas são *Miconia hypoleuca* e *Miconia prasina* (Melastomataceae), *Schefflera morototonii* (Araliaceae), *Tapirira guianensis* (Anacardiaceae) e *Inga thibaudiana* (Mimosaceae).

4. Conclusão

Os dados apresentados nesse trabalho não corroboram a hipótese de que colônias localizadas no interior da área controle cortam mais espécies de plantas que colônias de borda e de fragmento. Isso pode ser resultado de três fatores: (1) colônias de borda utilizariam herbáceas ausentes no interior, (2) a borda estipulada para o estudo é pequena e as colônias localizadas no interior coletam plantas da borda e (3) algumas colônias muito distantes da borda estão localizadas em clareiras naturais e, assim, também apresentam áreas de forrageamento com espécies pioneiras.

5. Referências bibliográficas

Cherrett, J. M. 1968. The foraging behavior of *Atta cephalotes* L. (Hymenoptera, Formicidae) I. Foraging pattern and plant species attacked in tropical rain forest. Journal of Animal Ecology 37: 387-403.

Coley, P. D. & Barone, J. A. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. Annual Review of Ecology and Systematic 27: 305-335.

Farji-Brener, A. G. 2001. Why are leaf-cutting ants more common in early secondary forest than in old-growth tropical forest? An avaluation of the palatable forage hypotesis. Oikos 92: 169-177.

Forti, L. C.; Silveira Neto, S. & Pereira-da-Silveira, V. 1983. Dois métodos de avaliação de densidade populacional para operárias forrageadeiras de *Atta sexdens rubropilosa* FOREL, 1908 (Hymenoptera: Formicidae) Anais da Sociedade Entomológica do Brasil 12: 195-211.

Hölldobler, B. & Wilson, E. O. 1990. The ants. Harvard University Press, Cambridge.

Laurance, W. F. 1997. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: Laurance, W. F. & Bierregaard, R. O. Jr (eds.) Tropical forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities. Pp 71-83. University of Chicago Press, Chicago.

Laurance, W. F., Ferreira, L. V., Rankin-de-Merona, J. M., Laurance, S. G., Hutchings, R. & Lovejoy, T. 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. Conservation Biology 12: 460-464.

Laurance, W. F., Pérez-Salicrup, D., Delamônica, P., Fearnside, P. M., D'Angelo, S., Jerozolinski, A., Pohl, L. & Lovejoy, T. M. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. Ecology 82: 105-116.

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: application for conservation. Trends in Ecology and Evolution 10: 58-62.

Tabanez, A. A. J.; Viana, V. M. & Dias, A. S. 1997. Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. Revista Brasileira de Biologia 57: 47-60.

Vasconcelos, H. L. & Cherrett, J. M. 1997. Leaf-cutting ants and early forest regeneration in Central Amazonia: effects of herbivory on tree seedlings establishment. Journal of Tropical Ecology 13: 357-370.

Veloso, H. P.; Rangel-Filho, A. L. R. & Lima, J. C. A. 1992. Classificação da Vegetação Brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro.

Wirth, R.; Beyschlag, W.; Ryel, R. J.& Holldobler, B. 1997. Annual foraging of the leaf-cutting ant *Atta colombica* in a semideciduous rain forest in panama. Journal of Tropical Ecology 13: 741-757.

Whitmore, T. C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: Laurance WF, Bierregaard RO Jr (eds.) Tropical Forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago, pp 3-12.

Zar, J. H. 1996. Biostatistical analysis. Prentice Hall, Inc., New Jersey.

(CAPES/DFG, processo 007/01 e CNPq bolsa de mestrado da aluna Poliana F. Falcão).

Estratégias de alocação de recursos na formação de frutos e sementes e seus efeitos na germinação e desenvolvimento de plântulas de *Cabralea canjerana* (vellozo) martius (meliaceae).

POZZOBON, M.[1,2]; GHODDOSSI, S. M.[1] & UHLMANN, A.[1]
1.Departamento de Ciências Naturais/Universidade Regional de Blumenau.
2. mauricio_bugio@hotmail.com

1. Introdução

É assumido, a partir do conceito de sucessão vegetal, uma série de mecanismos que regulam a forma como irá se processar a substituição das espécies em comunidades vegetais (Van Andel *et al.*, 1993). Pressupõe-se, portanto, que as espécies vegetais apresentem um conjunto de estratégias associadas à dispersão, estabelecimento e competição, sendo estas estratégias refletidas nos seus padrões reprodutivos. As evidências que corroboram esta afirmativa derivam dos estudos sobre as estratégias de história de vida, por exemplo, a relação entre o tamanho e o número de sementes produzidas (Silvertown, 1987; Tilman, 1988; Bazzaz, 1996; Crawley, 1998).

Como verificado em muitas populações naturais de espécies arbóreas (Kang & Primack, 1999), há uma significativa variação no tamanho das sementes, o que sugere existir diferenças entre as classes de tamanho no que se refere à taxa de germinação (Escudero *et al.*, 2000; Khurana & Singh, 2000) e no desenvolvimento de plântulas (Cornelissen, 1995; Chacón & Bustamente, 2001), fazendo com que o tamanho da semente exerça um papel regulador na dispersão e estabelecimento das plântulas e, por conseguinte, na dinâmica da regeneração florestal. Alguns autores sugerem que a estrutura comunitária pode ser determinada em parte, pelas relações existentes entre o tamanho e o número das sementes (Leishman, 2001; Leishman & Murray, 2001). Pizo (1994), através de seu estudo sobre a dispersão e predação de sementes de *C. canjerana*, alega que a espécie oferece um excelente modelo para o estudo das relações entre o tamanho e número de sementes produzidas.

Diante do exposto, definiram-se como objetivos deste trabalho analisar as relações entre a massa do fruto e o número e massa

das sementes, observar o efeito da variação da massa das sementes sobre a germinabilidade e investigar as relações existentes entre a massa das sementes e a massa das porções hipógeas e epígeas das plântulas de *Cabralea canjerana*.

2. Métodos

Cabralea canjerana (Vellozo) Martius. (Meliaceae) apresenta dispersão desde a América Central até o sul da América do Sul, sendo predominantemente encontrada na Floresta Ombrófila Densa Atlântica. Seu fruto é caracterizado por cápsula carnosa septífraga. Cada fruto contém de 1 a 2 sementes por lóculo, podendo totalizar 10 sementes por fruto, envoltas por arilo alaranjado (Carvalho, 1994).

Os frutos foram coletados de uma única árvore, no Parque Natural Municipal Nascentes do Garcia, localizado na região sul do município de Blumenau, SC (27º 01' e 27º 06' S; 49º 01' e 49º 10' L). As sementes foram removidas das cápsulas após deiscência natural e posteriormente processadas, separando-as do envoltório arilar, e contadas a fim de obter a média do número de semente por fruto e pesadas, assim como os frutos, em balança de precisão (10mg).

A partir da curva de distribuição em classes de freqüência dos pesos das sementes, determinou-se a média (0,60g ±0,12g) sob a curva que se aproximou de uma distribuição normal (Shapiro-Wilks p>0,05). As sementes foram então separadas em três classes de tamanho baseadas no peso, referidas como sementes "pequenas" (0,08 a 0,47g), "médias" (0,48 a 0,72g) e "grandes" (0,73 a 1,14g).

As sementes foram distribuídas em 300 sacos plásticos, contendo 1 semente cada (100 sementes para cada classe de tamanho), e apresentando o registro do peso das sementes em cada embalagem. Os sacos de germinação apresentaram volume de 1,5 litros, contendo areia esterilizada em autoclave (120º C durante duas horas). As 300 sementes foram semeadas no dia 02 de dezembro de 2002, tendo iniciado a germinação no dia 20 de dezembro de 2002 com término no dia 10 de janeiro de 2002.Os potes foram mantidos em casa de vegetação, onde a umidade relativa do ar (UR) foi controlada em torno de 75% por aspersores acionados automaticamente. A temperatura variou dependentemente da UR%, permanecendo entre 25º e 30º C, nos períodos mais quentes. A luz ambiental variou de acordo com luminosidade externa.

Os valores da germinabilidade foram calculados através da Taxa de Germinação, Tempo Médio de Germinação, Coeficiente de Velocidade de Germinação (C.V.G.), Velocidade Média de Germinação, Índice de Velocidade de Germinação (IVG) e Coeficiente de Uniformidade de Germinação (C.U.G.) para cada classe de tamanho de semente, conforme apresentado por Santana & Ranal (2000).

Para a mensuração dos parâmetros do desenvolvimento, 30 plântulas de cada classe de tamanho foram escolhidas, de acordo com a disponibilidade, 15 dias após a germinação, totalizando 90 plântulas para cada classe de tamanho. Estes indivíduos, após sua coleta, foram submetidos à estufa (80ºC, 48h) para estimar o peso, em balança de precisão (1mg), da matéria seca total e, após segmentação, o peso da matéria seca do caule, das raízes, dos cotilédones e dos neófilos. A Área Específica Cotiledonar de *Cabralea canjerana* não foi calculada, por esta apresentar suas reservas exclusivamente nos cotilédones (sementes não albuminosas) e por não participarem dos primeiros eventos fotossintéticos.

Aplicou-se aos dados da massa dos frutos, massa e número das sementes, a análise de correlação, obtendo-se o ajuste de curva através da análise de regressão linear. O teste de normalidade, aplicado para verificar o padrão de distribuição da freqüência das classes de tamanho das sementes, foi o teste Shapiro-Wilks. A comparação entre as taxas de germinação das diferentes classes de tamanho das sementes foi feita através do teste de proporções (Teste Z) admitindo nível de significância de 1%. A análise de correlação e regressão linear foi também utilizada para determinar o grau de associação entre o tamanho da semente e a massa seca total, dos cotilédones, dos neófilos, do caule e da raiz das respectivas plântulas de *Cabralea canjerana*. As análises foram feitas com o auxílio do programa JMP®(SAS, 1995).

3. Resultados

Foram pesados 30 frutos, cujo peso variou de 8 até 21,4 g. O número de sementes por fruto variou de 4 até 10 sementes. A análise de correlação entre o peso do fruto e o número de sementes não mostrou forte correlação (r^2= 0,092 p=0,10). Foram pesadas 1399 sementes, cujo peso variou de 0,08 até 1,14 g. O peso médio das sementes foi de 0,60 g (±0,128 g). As análises de correlação entre o peso do fruto e tamanho médio das sementes (r^2=0,30 p=0,0018), bem como entre número de sementes e o peso médio das mesmas (r^2=0,03 p=0,33) não se mostraram estatisticamente significativas.

As sementes pequenas apresentaram uma taxa de germinação de 16%, tempo médio de 23,8 dias, CVG de 4,2%, velocidade média de germinação de 0,04 d^{-1}, IVG na ordem de 0,7 plântula/dia e um CUG de 0,05 d^{-2}. As sementes médias apresentaram uma taxa de germinação de 24%, tempo médio de 25,3 dias, CVG 4%, velocidade média 0,04 d^{-1}, IVG na ordem de 1 plântula/dia e um CUG de 0,03 d^{-2}. As sementes grandes apresentaram uma taxa de germinação de 29%, tempo médio de 24 dias, CVG 4,2%, velocidade média 0,04 d^{-1}, IVG na ordem de 1,2 plântulas/dia e um CUG de 0,05 d^{-2}. A partir do teste Z, pode-se constatar que as sementes grandes apresentaram maior taxa de germinação (p<0,01), quando comparado com as sementes médias e pequenas, no entanto, não houve diferenças significativas entre as sementes pequenas e médias (p>0,01).

As correlações, efetuadas para determinar o grau de associação entre o peso das sementes e a massa seca total e parcial (excluído o peso dos cotilédones), bem como das porções hipógeas e epígeas de suas respectivas plântulas, demonstraram haver associações fortemente positivas e estatisticamente significativas entre todos os parâmetros analisados. A correlação entre o peso das sementes e a massa seca total das plântulas apresentou um coeficiente de correlação de Pearson (r^2) na ordem de 0,93 (p<0,0001), entre o peso da semente e a massa seca parcial na ordem 0,60 (p<0,0001), entre o peso da semente e a massa seca dos cotilédones na ordem de 0,76 (p<0,0001), entre o peso da semente e a massa seca dos neófilos na ordem de 0,38 (p<0,0001), entre o peso da semente e a massa seca do caule na ordem de 0,54 (p<0,0001) e entre o peso da semente e a massa seca da raiz na ordem de 0,35 (p<0,0001).

4. Conclusões

Os resultados obtidos evidenciaram que a variação na massa das sementes de *C. canjerana* têm sérias implicações durante a germinação das sementes e na formação das plântulas, o que conforme alguns autores (Silvertown, 1987; Tilman, 1988; Cornelissen, 1995; Bazzaz, 1996; Crawley, 1998; Kang & Primack, 1999; Escudero *et al.*, 2000; Khurana & Singh, 2000; Chacón & Bustamente, 2001; Leishman, 2001; Leishman & Murray, 2001) pode representar maior chance de estabelecimento e sobrevivência para plântulas oriundas de sementes de maior massa. Esta afirmação é sustentada com base nas diferenças estatisticamente significativas nas taxas de germinação entre a classe de tamanho das sementes de maior massa e as demais, bem como através das fortes correlações observadas entre a massa da semente e a massa seca das porções epígeas e hipógeas.

5. Bibliografia

BAZZAZ, F. A. Plants in changing environment: linking physiological, population and community ecoly. Cambridge: Cambridge University Press, 1996.

CARVALHO, P. E. R. Espécies florestais brasileiras: recomendações sivilculturais, potencialidades e uso da madeira. Brasília: Embrapa-SPI, 1994.

CHACÓN, P. & BUSTAMENTE, R. O. The effects of seed size and pericarp on seedling recruitment and biomass in *Cryptocarya alba* (Lauraceae) under two contrasting moisture regimes. Plant Ecology, 152:137-144, 2001.

CORNELISSEN, J. H. C. A triangular relationship between leaf

size and seed size among woody species: allometry, ontogeny, ecology and taxonomy. Oecologia, 118:248-255, 1995.
CRAWLEY, M. J. Plant ecology. 2 nd edition. Oxford: Blackwell Science, 1998.
ESCUDERO, A.; NÚNEZ, Y. & PÉREZ-GARCÍA, F.. Is fire a selective force of seed size in pine species?. Acta Oecologica, 21:245-256, 2000.
KANG, H. & PRIMACK, R. B.. Evolutionary change in seed size among some legume species: the effects of phylogeny. Plant Syst. Evol. 219:151-164, 1999.
KHURANA, E & SINGH, J. S.. Influence of seed size on seedling growth of *Albizia procera* under different soil water levels. Annals of Botany, 86:1185-1192, 2000.
LEISHMAN, M. R. & MURRAY, R. The relationship between seed size and abundance in plant communities; model prediction and observed patterns. Oikos, 94:151-161, 2001.
LEISHMAN, M. R.. Does the seed size/ number trade-off model determine plant community structure? Na assessment of the model mechanisms and their generality. Oikos, 93:294-302, 2001.
PIZO, M. A. F. Estudo comparado da dispersão e predação de sementes da *Cabralea canjerana* (Meliaceae) em duas áreas de mata do Estado de São Paulo. Campinas: 1994. 126 p. Dissertação, Mestrado. Universidade Estadual de Campinas.
SAS. JMP® Statistics and Graphic Guide. Cary, NC: SAS Institute Inc. 1995
SANTANA, D. G. & RANAL, M. A. Análise estatística na germinação. R. Bras. Fisiol. Veg., 12(Edição Especial):205-237, 2000.
SILVERTOWN, J. W. Introduction to plant population ecology. 2nd edition. Essex: Longman Scientific & Technical, 1987.
TILMAN, D. Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. Princeton: Princeton University Press, 1988.
VAN ANDEL, J.; BAKKER, J. P. & GROOTJANS, A. P. Mechanisms of vegetation sucession: a review of concepts and perspectives. Acta Bot. Neerl. 42(4):413-433, 1993.
(Projeto Financiado pelo PIPe/FURB)

Comunidade de Insetos de uma Reserva de Mata Atlântico no Litoral norte da Bahia, Reserva da Sapiranga: uma análise preliminar

Priscila Paixão Lopes[a]
[a] *Universidade Estadual de Feira de Santana, Departamento de Ciências Biológicas (pplopes@uefs.br)*

1.Introdução

A determinação de áreas de preservação ambiental depende em grande parte da ampliação do conhecimento da composição específica da fauna de cada formação ou remanescente. O conhecimento da entomofauna, por sua vez tende a ser restrita a poucos grupos, como Apidae, Hymenoptera (Aguiar & Meneses, em prep.). A fauna de insetos da Bahia é grandemente ignorada no que tange à totalidade dos ambientes representados nesse estado, o que constitui um problema a ser urgentemente sanado antes que não haja mais áreas naturais passíveis de conservação. Algumas áreas foram transformadas em área de preservação em função de uma compreensão da necessidade de manutenção de grandes áreas razoavelmente contínuas de vegetação arbórea e que passaram a ser conhecidas em sua composição posteriormente à sua demarcação e restrição à entrada. Um bom exemplo é a Reserva Particular de Flora e Fauna da Sapiranga, no Município de Mata de São João, litoral norte da Bahia. Esta reserva é uma Zona de Preservação Rigorosa (ZPR) desde 1984 (Portaria IBDF 064 de 06/02/84) de ca. 600 ha, composta por mata secundária, que possui estrutura arbórea de mata, desenvolvida sobre solos arenosos, sendo considerada uma Mata de Restinga, com tempo de recuperação de no mínimo 50 anos, administrada pela Fundação Garcia D'Ávila.

Esta reserva apresenta uma ampla área com entrada restrita, e outra área menor, que aberta à visitação acompanhada de guardas florestais e monitores, treinados entre as 28 famílias que nela residem. O presente trabalho teve como objetivo iniciar um estudo de análise da diversidade de grupos de insetos associados a ambientes de decomposição, dentro da área de visitação da reserva a fim de, no futuro, estabelecer os fatores determinantes desta diversidade.

2. Métodos

A coleta de insetos da Reserva foi executada tendo como objeto principal de estudo os besouros das famílias Scarabaeidae e Histeridae (Coleoptera), grupos respectivamente detritívoros e predadores, que buscam seus recursos em ambientes de decomposição. Foram amostrados dois ambientes na Sapiranga em trilhas distintas (Trilha da Sapiranga e Trilha das Bromélias), em 5 períodos de coleta, de dezembro de 2000 a março de 2001. As trilhas diferem em termos de estrutura da vegetação. A Trilha das Bromélias apresenta árvores de maior porte (ca. 10m), com densidade mediana de arvoretas finas, e em alguns trechos, uma grande densidade de bromélias no solo. O trecho amostrado na Trilha da Sapiranga é mais aberto, com dossel mais baixo (máx. 6 m), e com maior penetração de vento na vegetação. Apesar de grande parte da Sapiranga apresentar solo arenoso, há muitos trechos com solo argiloso, sendo que as áreas amostradas encontram-se em uma região com solo com alto teor intermediário de areia. Na Trilha da Sapiranga os solos eram predominantemente arenosos, enquanto que na Trilha das Bromélias o teor de areia era muito menor.

A amostragem foi feita através de armadilhas de solo iscadas, numa disposição em módulos amostrais (um módulo em cada trilha), cada qual composto por 4 pontos, distantes 30 um do outro, e em cada ponto, três armadilhas, cada uma com um tipo de isca (carcaça, frutas em decomposição ou fezes humanas) e distantes 2 m uma da outra. As armadilhas eram compostas de um balde com 15 cm de diâmetro e 20 cm de profundidade enterrado até a superfície do solo; um recipiente contendo uma das iscas, preso ao balde e protegido contra predação, à altura do solo uma cobertura de borracha disposta a 10 cm de altura para proteção contra chuva. As armadilhas foram deixadas em campo durante 48 horas, depois recolhidas, e os organismos acondicionados em álcool 70%. Apesar do foco deste estudo ser em duas famílias de Coleoptera (Scarabaeidae e Histeridae), os demais insetos que caíram na armadilha foram também analisados, sendo que este trabalho enfocará também as formigas. Os Scarabaeidae foram identificados pelo Prof. Fernando Vaz de Mello (PG - UFLA-MG) e as formigas pelo Prof. Jaques Delabie (UESC-BA).

2. Resultados e Discussão

Dez espécies de Histeridae foram amostradas, sendo elas *Hololepta* sp., *Omalodes* sp., cinco (5) espécies pertencentes ao gênero *Euspilotus* (Saprininae) e três (3) ao gênero *Phelister*. A fauna de Histeridae de ambientes considerados como Mata Atlântica é muito pouco conhecida (N. Degallier, com. pess.), o que tornará os resultados, uma vez finalizada a identificação das espécies, como primeiros registros para a Bahia. A espécie *Phelister* sp6. foi numericamente dominante, seguida da espécie *Euspilotus (Hesperosaprinus)* sp5. Ambos os gêneros encontram-se em processo de revisão. Em comparação com outros estudos (Lopes, 2001) em que uma área extensa de remanescentes de mata atlântica foi amostrada com resultado de 19 espécies, a Sapiranga apresenta uma riqueza significativa para esta família, considerando-se a pequena área amostrada e a riqueza obtida (10 espécies).

Vinte e cinco espécies de Scarabaeidae foram registradas, destacando-se as espécies *Dichotomius schiffleri* (Vaz de Mello, Louzada e Gavina, 2001), *Dichotomius* sp1 e *Canthidium* sp1 em termos de abundância, mas outras espécies que ocorreram em freqüência e abundância muito menor também devem ser apontadas por se tratar de espécies que permitem uma interpretação diferenciada do ambiente. *Coprophanaeus ensifer* (Germar, 1824) é uma delas, uma vez que é um besouro tipicamente de ambientes florestais da faixa Atlântica, apresenta grande tamanho (ca. 3.7 cm), e

congruentemente apresenta um tamanho populacional não muito elevado, no caso deste estudo, foram amostrados 7 indivíduos . Esse tamanho populacional fornece informações sobre a capacidade de suporte da Reserva. O tamanho populacional permanece como uma questão a ser investigada para verificarmos se a população *Dichotomius schiffleri* é um scarabeídeo de descrito para restingas preservadas no litoral do Espírito Santo, e que foi incluído na Lista Nacional de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção como criticamente em perigo (MMA), em função da pequena população e da rápida degradação de seu hábitat predominante (Mello *et al.*, 2001).

Foram registradas ainda 42 espécies de formigas, com destaque para o registro da espécie *Eciton burchelli*, mas a maior freqüência de aparecimento sendo da espécie *Pheidole* spD. *Eciton burchelli* é uma formiga de correição que é tipicamente encontrada em ambientes florestais na região Neotropical, e que necessitam de uma área contínua ampla de forrageamento, chegando a uma densidade de 3 colônias por km^2, e que apresentam uma importante relação com a dinâmica de controle de insetos em suas áreas de vida, e com a manutenção de aves que seguem essas formigas em busca de recursos (ex. Formicariidae).

A área amostrada é bastante reduzida, se restringindo a áreas providas de trilhas, com trânsito reduzido, mas regular. Apesar destas restrições, a riqueza registrada é considerável e as espécies amostradas, principalmente *Eciton burchelli*, *Coprophanaeus ensifer* e *Dichotomius schiffleri* sugerem que o ambiente apresenta um grau razoavel de continuidade e qualidade de preservação. Sendo uma área muito grande, a ampliação da amostragem certamente ampliará em muito a diversidade, não apenas pelo efeito de área *per se*, mas principalmente se considerando que a região onde foram feitas as coletas são submetidas a uma perturbação muito superior às demais regiões dentro da reserva, e que esta potencialmente apresenta fisionomias distintas à medida em que a mata é exposta a um gradiente de influência marinha e de qualidade de solo.

4. Conclusões

A presença das espécies *Eciton burchelli*, *Coprophanaeus ensifer* e *Dichotomius schiffleri*, somada à elevada riqueza nos três grupos analisados, nos permite considerar que a Reserva da Sapiranga apresenta um grau significativo de conservação, mas existe a necessidade de se estimar a real diversidade através de estudos nas áreas mais interiores da mata (fora da área aberta a visitação), além de se estimar o tamanho populacional de duas das espécies mencionadas (*Coprophanaeus ensifer* e *Dichotomius schiffleri*), e se estudar áreas adjacentes com diferentes estruturas vegetacionais para avaliar se há possibilidade de utilização de diferentes fisionomias pelas espécies da reserva ou se as espécies são hábitat-especialistas. Essas análises podem esclarecer se as ações de utilização da Reserva estão impondo algum dano à comunidade, ou se o dano imposto através da manutenção de trânsito constante é aceitável diante da vantagem trasida pelo trabalho de ecoturismo desenvolvido pelo reflexo do aprendizado da comunidade

5. Referências Bibliográficas

Lopes, P.P. (2001). *A relação espécie-área em fragmentos florestais: Testando hipóteses através das comunidades de coleópteros predadores (Histeridae).* Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 149 p.

Mello,F.Z.V, Louzada, J.N.C. & M. Gavino. (2001). Nova espécie de *Dichotomius* Hope, 1838, (Coleoptera, Scarabaeidae) do Espírito Snato, Brasil. *Revista Brasilieira de Entomologia*, 45:99-102, São Paulo,

http://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/fam4s2.html

Densidad y variación de clases de tamaño en *Melanoides tuberculata* (Prosobranchia: Thiaridae): relaciones con factores ambientales

Rafael D. Loyola [1], Angelita S. Coelho [1], Marcelo S. Moretti [1] y Nilson G. Fonseca [2]

[1] Programa de Posgrado en Ecología, Conservación y Manejo de la Vida Silvestre – UFMG

(rdloyola@icb.ufmg.br)

[2] Universidad Federal de Minas Gerais

1. Introducción

Especies exóticas influyen directa o indirectamente en la estructura y función de los ecosistemas. Los impactos ecológicos que estas especies promueven son: (1) alteraciones de hábitats; (2) alteraciones de procesos ecológicos, e.g., competencia y depredación; (3) introducción de patógenos; y (4) hibridismo y deterioración del "pool" génico (Hall y Mills, 2000).

-*Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) (Mollusca, Prosobranchia) es un gastrópodo de agua dulce, originario del este de África, que se encuentra, en el tiempo presente, distribuido en todos los países tropicales (Pointier *et al.*, 1993). El primer registro de esta especie en Brasil se dio en la ciudad de Santos (SP), alrededor de 1967. Posteriormente, en 1986, tal especie fue observada en el reservorio de la Pampulha, Belo Horizonte (MG) (Carvalho, 1986). En el lago Dom Helvécio (PERD) la presencia del gastrópodo fue relatada por primera vez en 1999 (De Marco, 1999). Este gastrópodo ocupa muchos hábitats, incluyendo aguas dulces y salobres, nacientes térmicas, canales de irrigación, ríos, lagos y ciénagas (Pointier *et al.*, 1993). Los locales ideales para el desarrollo de sus poblaciones serían áreas abiertas con alto grado de perturbación antrópica, sin la presencia de macrófitas (De Marco, 1999).

Se presupone que en áreas donde haya un mayor grado de perturbación, proveniente de actividades antrópicas y ausencia de macrófitas acuáticas, deberá existir una abundancia mayor de individuos de *M. tuberculata*, siendo la variación de clases de tamaño más amplia, una vez que, en estos locales, la población encontraría condiciones ideales para su desarrollo.

El objetivo de este estudio fue evaluar el estatus de la población de *M. tuberculata*, a través de la densidad y de la variación de clases de tamaño, así como determinar qué factores ambientales podrían influenciar la distribución de estos gastrópodos en el lago Dom Helvécio, Parque Estadual do Río Doce (MG).

2. Métodos

El Parque Estadual del Río Doce, Minas Gerais (42º 38´30´´, 48º 28´18´´ W; 19º 48´18´´, 19º 25´24´´ S) posee un área de 35.000 ha y altitudes que van desde 230 hasta 515 m sobre el nivel del mar (CETEC, 1981). El clima es caluroso, con medias anuales de temperatura entre 20-22ºC. Los inviernos son secos y los veranos lluviosos, con precipitaciones alrededor de 1500 mm/año (Nakamoto *et. al*, 1997).

El PERD encierra el fragmento más grande de mata atlántica de la provincia de Minas Gerais, y la vegetación dominante es la floresta tropical estacional semidecidua de cuesta. Fuera de los límites del Parque, se encuentran monocultivo de *Eucalyptus* spp. y, en menor proporción, áreas de pastoreo y agricultura. La vegetación es un mosaico forestal en diversos estadios de sucesión, que interactúa con los lagos, principalmente en lo que se relaciona a la contribución de hojarasca para el aumento del material particulado en los mismos (Andrade *et. al*, 1997). El lago Dom Helvécio es el mayor y el más profundo de la región, con un área de 6,87 km^2 y más de 33 m de profundidad en el período lluvioso (Tundisi y Musarra, 1986).

Mediciones de los parámetros físicos y químicos [temperatura (ºC), conductividad eléctrica (mS/cm), oxígeno disuelto (mg/L), pH, potencial REDOX y turbidez (NTU)], así como la recolección de sedimento, fueron hechas en dos áreas del lago Dom Helvécio,

en julio de 2002. Las dos estaciones de muestreo están ubicadas en orillas opuestas del lago y en ambas se establecieron dos puntos de recolección, a saber:

Estación 1 (con bajo impacto antrópico)

Punto 1: ubicado en el borde de un banco de junco (*Juncus* sp., Juncaceae), en la región litoral. También se observaron *Nymphaea* sp. y *Nymphoides* sp. (Nymphaeaceae).

Punto 2: ubicado en la zona limnética colindante al punto 1. Presencia de macrófitas sumergidas, como *Myriophyllum* sp. (Haloragaceae), *Utricularia* sp. (Lentibulariaceae), y macrófitas con hojas flotantes, como *Nymphaea* sp. y *Nymphoides* sp. (Nymphaeaceae).

Estación 2 (con mayor impacto antrópico)

Punto 3: ubicado en el borde de un banco de junco (*Juncus* sp., Juncaceae), cerca de un muelle.

Punto 4: ubicado en la zona limnética de un área usada por turistas para baño y entretenimiento, cerca del punto 3. En el sedimento se encontraba el alga *Nitella* sp. (Charophyta).

Muestras del sedimento fueron recolectadas en triplicado, usando una draga Eckman-Birge (225 cm^2). En el laboratorio, las mismas fueron lavadas en un cedazo con 500 mm de apertura de malla para retener los individuos de *M. tuberculata*. Estas muestras fueron individualizadas y secadas, por 72 horas, en estufa, a una temperatura constante de 60°C. Posteriormente, fueron maceradas para total separación de las partículas. El producto resultante fue separado en una serie secuencial de cedazos, en un agitador magnético, en la intensidad de vibración 6, por 30 minutos.

Tras la determinación de la composición granulométrica del sedimento y la homogeneización de las fracciones de cada cedazo, se retiraron dos alícuotas de 0,3 g de cada muestra. Las muestras fueron quemadas a 550°C por 5 horas para la determinación del contenido de materia orgánica. El porcentaje de materia orgánica fue calculado como siendo la diferencia entre el peso inicial de la muestra y el peso después de la incineración.

Fue calculada la densidad total (ind./m^2) de *M. tuberculata* y el tamaño de los organismos, determinado como siendo la distancia entre el ápice y la porción de la apertura de la concha. Fueron establecidas clases de tamaños entre 0 y 3,0 cm, utilizando intervalos de 0,5 cm.

3. Resultados

Las medidas de las variables físicas y químicas fueron similares entre las estaciones. El contenido de materia orgánica no varió entre las estaciones de muestreo (prueba *t* de Student, t= -0,219; p > 0,05). Sin embargo, fueron observadas diferencias significativas entre puntos de muestreo de una misma estación (estación 1: t=13,78, p < 0,05 – estación 2: t= 9,57, p<0,05), siendo que, en los sitios asociados al junco, presentaron valores más altos.

Respecto al análisis granulométrico del sedimento, ambas las estaciones presentaron predominio de arena muy fina y fina. Ese tipo de composición de sedimento es característico de lagos y sitios que inundan, y, por ello, ya era esperado en este estudio. En el punto 1, hubo predominio de arena gruesa, mientras que en el punto 2 predominó la arena fina. Por otro lado, en la estación 2, los dos puntos de muestreo presentaron una composición de sedimento semejante.

No hubo diferencia significativa entre la densidad de individuos por metro cuadrado entre la estación 1 y 2 (t= 0,699; p > 0,05), y tampoco entre los puntos de muestreo en ambas estaciones (estación 1: t= - 1,691; p > 0,05 - estación 2: t= 1,053; p>0,05; ANDEVA est 1 x est 2: F=3,960; p= 0,05).

No se observaron diferencias significativas en la densidad de individuos en cada clase de tamaño (prueba de Kruskal-Wallis, H=8,214, p>0,05 para la estación 1 y H=5,276, p>0,05 para la estación 2). Sin embargo, la estructura de tamaño corporal de la población fue diferente en cada estación. En la estación 1, predominaron organismos menores (0,5 – 1,0 cm), representando el 83,62% del total de organismos recolectados. Por otro lado, en la estación 2, la población presentó una variación de clases de tamaño más homogénea, con discreto predominio de individuos de tamaño intermedio (1,5 – 2,0 cm), los cuales representaron el 58,12% de la población. Fueron observadas, todavía, diferencias entre los puntos de muestreo, en cada estación, en lo tocante a los tamaños de los individuos. En el punto 1 predominaron individuos pequeños, mientras que en el punto 3 predominaron individuos más grandes. En los puntos 2 y 4 se observó un patrón inverso.

4. Conclusiones

La similitud entre la densidad de individuos en las dos estaciones de muestreo refuta la hipótesis inicial de que *M. tuberculata* debería presentar mayor abundancia en áreas más perturbadas y asociadas a macrófitas. Sin embargo, la diferencia entre las abundancias en estos mismos sitios fue observada durante la estación lluviosa, siendo mayor en las áreas con macrófitas (M. Goulart, comunicación personal), lo que aun así contradice la hipótesis propuesta. En el presente estudio, las poblaciones de *M. tuberculata* se mostraron bastante adaptadas a ambientes con diferentes grados de perturbación de origen antrópico, presentando altas densidades en ambas áreas de muestreo.

La segunda hipótesis, de que la variación de clases de tamaño es mayor en áreas más perturbadas, también fue rechazada, pues hubo una variación menor en estos ambientes (estación 2). El predominio de individuos más grandes en estos sitios puede estar relacionado a condiciones desfavorables a la reproducción, como menor disponibilidad de alimento o reducción de sitios para abrigo, cópula y postura .

La diferencia encontrada entre los tenores de materia orgánica, dentro de una misma estación de muestreo, puede ser explicada por la continua descomposición y deposición de fragmentos de macrófitas, lo que aumenta el tenor de materia orgánica en un determinado sitio. Además, macrófitas actúan como un filtro, reteniendo la materia orgánica y disminuyendo el hidrodinamismo local (Esteves, 1998). A despecho del mayor contenido de materia orgánica encontrada en los sitios asociados a macrófitas, las poblaciones de ese gastrópodo no se desarrollaron mejor en estos lugares. Así, el contenido de materia orgánica no parece ser el principal regulador poblacional de esta especie, por lo menos en la estación seca, una vez que, en la estación lluviosa se encontró una correlación positiva entre el mismo y la densidad de individuos (M. Goulart, comunicación personal).

5. Referencias Bibliográficas

ANDRADE, P. M.; PEREIRA, M.C.A. & COSTA E SILVA, L.V. 1997. The vegetation of Rio Doce Park. In: *Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil*. Brasilian Academy of Sciences. USP. São Carlos. pp. 15-21.

CETEC, 1981. *Programa de Pesquisas Ecológicas no Parque Estadual do Rio Doce*. Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais. 264p. Relatório Final. Mimeographed.

DE MARCO, P, Jr., 1999. Invasion by the introduced aquatic snail Melanoides tuberculata (Muller, 1774) (Gastropoda : Prosobranchia : Thiaridae) of the Rio Doce State Park, Minas Gerais, Brazil. *Studies On Neotropical Fauna And Environment*, 34(3): 186-189.

ESTEVES, F. A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. 3ª ed. Editora Interciência/FINEP, Rio de Janeiro, 588 p.

GODINHO, A. L., 1994. The ecology of predator fish introductions: The case of Rio Doce Valley lakes. In: *Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies.* Edited by Pinto-Coelho, R. M.; A. Giani & E. von Sperling – SEGRAC – Belo Horizonte (MG). 77-83 pp.

HALL, S. R. & MILLS, E. L., 2000. Exotic species in large lakes of the world. *Aquatic Ecosystem Health and Managment* 3: 105-135.

NAKAMOTO, N. ; SAIJO, Y. & TUNDISI, J. G. 1997.

Meteorological environment in the Rio Doce Valley. In: J. G. Tundisi & Y. Saijo. In: *Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil*. Brasilian Academy of Sciences. USP. São Carlos. pp. 51-66.

PAULA, J. A. 1997. *Biodiversidade, população e ecomomia: uma região de mata atlântica*. UFMG/Cedeplar; ECMXC; PADCP/ CIAMB. 672p.

POINTIER, J. P.; THÉRON, A. & BOREL,G. 1993. Ecology of the introduced snail *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae) in relation to *Biomphalaria glabrata* in the marshy forest zone of Guadeloupe, French West Indies. *J. Moll. Stud*. 59: 421-428.

TUNDISI, J. G. & MUSARRA, M. L. 1986. Morphometry of four lakes in the Rio Doce Valley lake system and its relationships with primary production of phytoplankton. *Revista Brasileira de Biologia* 46: 159 – 171.

primary production of phytoplankton. *Revista Brasileira de Biologia* 46: 159 – 171.

Mapeamento dos Diferentes Estágios de Degradação de um Fragmento da Mata Atlântica: Reserva Municipal de Poço D'antas, Juiz de Fora - MG

Raquel Fernandes Rezende[a], Flávio Aglio do Carmo[b], Bárbara da Silva Santiago[b];
Martinelli da Rocha Balthazar[b]; Cássia de Castro Martins Ferreira[c]
[a] Graduanda Geografia Universidade Federal de Juiz de Fora (caeu@fwg.com.br);
[b] Graduandos Geografia Universidade Federal de Juiz de Fora;
[c] Profa. Dra. Geografia Universidade Federal de Juiz de Fora (orientadora)

1- Introdução

A fragmentação de hábitats, processo que propicia a redução de áreas contínuas em remanescentes florestais, foi avaliada no município de Juiz de Fora. Nesta região, vem sendo constatado, ao longo dos anos, uma acelerada expansão das áreas ocupadas por atividades agrícolas ou industriais, tendo como conseqüência a diminuição e fragmentação da área antes ocupada por ecossistemas naturais. O município de Juiz de Fora vem sendo cenário de diferentes atividades econômicas desenvolvidas desde o século XIX, baseados na intensa exploração do solo e, atualmente, as atividades industriais e principalmente a urbanização, produziram uma nova paisagem onde a Mata original foi reduzida a fragmentos isolados.

Os efeitos diretos da retirada da camada vegetal sobre o solo, causam uma mudança significativa na paisagem da área devastada, têm conseqüências mais sérias que vão além da beleza paisagística. Com a retirada da vegetação, todos os elementos que compõem o meio podem ser afetados, modificando-se toda a importante situação de "equilíbrio" anteriormente existente entre a vegetação, o solo, o clima local e a água. Todos estes elementos têm importância fundamental na manutenção de um ecossistema, de modo que a alteração em qualquer um destes elementos, acarretaria, por via de conseqüência, significativas transformações em todos os demais. Como a vegetação original de várias regiões foram quase todas substituídas e/ou modificadas, de igual maneira, todos os demais elementos ambientais tiveram seu ciclo alterado, em função da inter-relação existente entre eles e a cobertura vegetal e em razão do importante papel desempenhado pela vegetação na manutenção do equilíbrio ecossistêmico.

Como a área estudada está localizada dentro do sítio urbano da Cidade de Juiz de Fora, ela toma uma importância vital para a manutenção e minimização dos efeitos oriundos do adensamento urbano, além da preservação da biodiversidade.

O presente trabalho foi desenvolvido na Reserva Municipal do Poço D´antas, localizada na área urbana da cidade de Juiz de Fora – MG. Esta mata corresponde a um fragmento da Mata Atlântica, sendo classificada dentro das fisionomias vegetais da Mata Atlântica como uma Formação Florestal Estacional Semidecidual (CAMARGO, et al., 2002). Este trabalho objetivou mapear e diagnosticar as diferentes fisionomias presentes na Mata do Poço d'antas, estabelecendo a espacialização dos diferentes estágios de degradação, visando dar subsídios a uma política de regeneração e recuperação deste fragmento, não só em termos de manutenção da biodiversidade mas como uma importante área florestada encravada no ambiente urbano.

2- Metodologia

A classificação desse fragmento florestal, segundo os seus estágios de sucessão ecológica secundária, e a avaliação de sua maior ou menor vulnerabilidade frente a pressão antrópica, foram realizadas tendo como base o tamanho, a forma e a localização do fragmento.

Para delimitação do tamanho, forma e localização, foi utilizado o sistema de informações geográficas – IDRISI. O SIG, nos permitiu Ter uma visão mais detalhada e espacial de qual era a situação da mata e principalmente quais eram os tipos de uso do solo no seu entorno, além de detectar por meio desta tecnologia, as possibilidades de maior controle da área da mata nos seus diferentes estágios de degradação e sucessionários.

O SIG foi utilizado como uma técnica de apoio a tomada de decisões, que permitiu mapear a região da Mata do Poço D´antas, e seus diferentes estágios de degradação. Para isto a área da mata foi classificada em três níveis diferenciados, que corresponde a: Mata de Brejo, Mata de Brejo alterada, Floresta estacional semidecidual secundária, Floresta estacional semidecidual alterada.

Para realização do mapeamento seguiram-se as seguintes etapas:

1- Em gabinete, com um mapa e uma foto aérea na escala de 1: 15.000, foram traçados 10 transectos, sendo que 5 cortavam a área em estudo no sentido N/S e os demais a cortavam no sentido L/O. Este procedimento nos permitiu uma melhor visualização da área e quais eram os caminhos que deveriam ser percorridos para que pudéssemos ter uma maior representatividade de pontos amostrais no trabalho de campo, que consiste na segunda etapa do mapeamento.

2- Tendo como referência o mapa e a fotografia aérea, com os transectos já traçados, foram feitas vistorias de campo, acompanhados de aparelhos como o GPS, que nos possibilitou demarcar as áreas em que a fisionomia da vegetação era distinta, nos dando referenciais geográficos como latitude/longitude e altitude do ponto amostrado, este equipamento foi essencial para posteriormente transferirmos os dados coletados em campo para os mapas. Foram, também, utilizadas uma câmera fotográfica digital, para que pudéssemos registrar as diferenças fisionômicas e sucessionais da vegetação no interior da mata e uma bússola que serviu como base de orientação para seguirmos os 10 transectos.

3- Após a demarcação em campo, foi necessário traçar as diferentes fisionomias no mapa, para que pudéssemos atingir o objetivo do trabalho, que era de demarcar as diferentes fisionomias da vegetação no interior da mata. Com base nos dados coletados no GPS, que consistiu ao todo em aproximadamente 7500 pontos amostrais, foi possível através dos sistemas de informações geográficas – IDRISI, delimitar basicamente 5 áreas distintas, que foram classificadas em: Floresta Estacional Semidecidual Secundária em bom estado de preservação, Floresta Estacional Semidecidual bastante alterada, Floresta Estacional Semidecidual alterada, Mata de Brejo alterada, Mata de Brejo Preservada.

4- Após o mapeamento da área da Mata do Poço D'antas, foi

também mapeado o uso do solo dos arredores, para que pudéssemos ter um parâmetro de análise, quanto a relação entre o estágio de degradação da mata principalmente nas suas bordas e o uso do solo nos seus arredores, assim como a sua proximidade e acessibilidade. Para executarmos esta etapa foram utilizados as fotografias aéreas na escala de 1:15.000, datadas de 2000 e como tecnologia para realizar o mapeamento e classificação da área o Sistema de Informações Geográficas - IDRISI.

5- Os Sistemas de Informações Geográficas, como técnica de apoio , nos permitiu visualizar os prováveis efeitos advindos da extensão da borda da Mata e sua maior suscetibilidade antrópica. Principalmente no que tange à sua proximidade do urbano e sua facilidade de acesso pela população.

Estas etapas possibilitaram traçar um mapa dos arredores da Reserva Municipal do Poço D'antas, além de possibilitar ter um mapa mais detalhado do interior da mata ressaltando os diferentes estágios de degradação desta.

3- Resultados e Conclusões

A cobertura florestal remanescente do município está em sua maior parte distribuído em pequenos fragmentos florestais, no qual, é estimado que abriguem elevada diversidade biológica, porém a manutenção destes fragmentos a curto, médio e longo prazo é ameaçado por fatores como a caça, a extração de produtos florestais, efeito de borda, poluição, tamanho populacional e isolamento reprodutivo das espécies.

A mata do Poço d´antas caracteriza-se por apresentar um mosaico vegetacional, devido a fatores ambientais e sucessionais. A maior parte da área da mata é ocupada por Mata Atlântica, sendo classificada dentro das fisionomias vegetais da Mata Atlântica como uma Formação Florestal Estacional Semidecidual, uma pequena área é ocupada por Floresta paludosa (Mata de Brejo), nos trechos de baixada ao longo dos cursos dágua e nascentes. Na área ocupada pela Floresta Estacional Semidecidual, ela apresenta heterogeneidade em suas características fisionômicas, florística e estruturais, além de um diferenciado comportamento dos elementos abióticos. Estas diferenças ocorrem principalmente, em função de fatores como o efeito de borda e histórico de perturbações antrópicas realizadas no passado, mas que ainda são significativas no presente. A área da Mata do Poço D'antas foi classificada em basicamente 5 classes fisionômicase de estágios de degradação distintas no interior da Mata, que correspondem a Floresta Estacional Semidecidual Secundária em bom estado de preservação, Floresta Estacional Semidecidual bastante alterada, Floresta Estacional Semidecidual alterada, Mata de Brejo alterada, Mata de Brejo Preservada.

Este fragmento de Floresta Estacional Semidecidual bastante alterada da reserva municipal do Poço d´antas apresenta uma elevada densidade de bambus, já evidenciado por TABARELLI et al. (1999) como um indicador de fragmentos degradados, além da presença dos bambus poderem inibir a regeneração de espécies arbustivo-arbóreas e o desbaste seletivo destas espécies, ditas competidoras, é uma medida de manejo recomendada para favorecer a regeneração das árvores e arbustos no interior destes fragmentos. Esta área é encontrada mais nas suas bordas aonde o acesso e a proximidade com o urbano são mais fáceis.

A área denominada como Mata de Brejo alterada, apresenta um grande número de espécies florestais cordas, uma evidente degradação constatada pelo lixo e materiais jogados ao solo, além também de se encontrar mais nas bordas e em lugares de maior facilidade de acesso da população.

A situação de regeneração florestal que se encontra esta parte da mata do Poço d´antas está relacionada à diversos fatores, como o histórico de perturbações antrópicas, diferenças na habilidade de colonização e crescimento pelas espécies arbóreas dos diferentes grupos ecológicos, características da floresta secundária dos estágios iniciais da regeneração (baixa complexidade florística e estrutural, habitat sob efeito de borda),características do entorno, com a paisagem fortemente modificada, região urbana e industrializada e uma forte presença de bambus. O grau de degradação de um ecossistema afeta a sua capacidade de auto-renovação e depende de fatores como a freqüência, distribuição espacial, intervalo de retorno, área e intensidade dos distúrbios a que foi submetido.

Os resultados chamam a atenção para a expressiva área de degradação de praticamente toda a sua borda, principalmente nas regiões aonde o acesso e a proximidade com o urbano são mais fáceis. Propiciando uma maior interação e intervenção de parte da população residente nesta região.

Constatou-se desta forma, uma borda irregular, estando, portanto mais suscetível aos efeitos advindos do meio externo, sendo esse fator, não compensado pelo tamanho do fragmento, pois este a torna ainda mais vulnerável às pressões antrópicas.

4- Bibliografia

BROWN, S. & LUGO, A.E. Tropical Secondary Forests. *Journal of Tropical Ecology.* V.6, n.1, p.1-32, 1990.

CAMARGO, A. et al (org.) . *Meio Ambiente Brasil: avanços e obstáculos pós Rio-92*. São Paulo: Estação Liberdade: Instituto Sócio Ambiental; Rio de Janeiro: FGV, 2002.

TABARELLI, M. & MANTOVANI, W. Clareiras Naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta atlântica Montana. *Rev. Brasil. Biol*. 59(2): 251-61, 1999.

Nutrição mineral das espécies arbóreas em cabrucas na região sul da Bahia

Regina Helena Rosa Sambuichi[a] *& Mundayatan Haridasan*[b]

[a] *Departamento de Ciências Biológicas, UESC, Ilhéus, BA*

[b] *Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília DF (hari@unb.br)*

1. Introdução

A região sul da Bahia apresenta vegetação de Floresta Atlântica muito rica em espécies e com alto grau de endemismo (Mori *et al*., 1983). Nessa região, grande parte da área original de floresta foi utilizada para o cultivo de cacau em um sistema conhecido como cabruca, onde raleia-se a floresta e planta-se o cacau no sub-bosque. Essas áreas são consideradas importantes para a conservação da biodiversidade, pois as áreas de floresta nativa são pequenas, fragmentadas e insuficientes para garantir a continuidade das populações da fauna e flora locais. Levantamentos da vegetação arbórea utilizada para sombreamento do cacau em áreas de cabruca mostraram existir altos índices de diversidade alfa e também grande heterogeneidade e baixa similaridade florística entre áreas (Sambuichi, 2002, 2003). Essas diferenças de composição florística podem estar relacionadas em parte a diferenças no tempo de implantação e forma de manejo das áreas, mas provavelmente refletem também um padrão já existente na floresta nativa original, o qual pode estar relacionado também à grande diversidade de solos existente na região.

Estudos de nutrição mineral de plantas nativas vêm sendo utilizados para compreender a relação solo-vegetação em áreas de vegetação natural (Haridasan, 2000). O presente trabalho fez uma avaliação da fertilidade do solo e da nutrição mineral das árvores nativas em cinco áreas de cabruca com diferentes históricos de tempo de implantação e manejo da cobertura arbórea, como parte

de um estudo mais amplo que busca identificar os fatores que determinam a distribuição das espécies arbóreas em cabrucas, o que servirá de subsídio para viabilizar o seu manejo orientado para a conservação das espécies nativas.

2. Métodos

Foram selecionadas três áreas antigas e duas áreas novas de cabrucas no município de Ilhéus. Ás áreas antigas foram implantadas no final do século XIX ou nas primeiras décadas de século XX. As áreas novas foram implantadas na década de 70. Em cada cabruca foi demarcada uma área de 3 ha, dentro da qual foram coletadas 12 amostras compostas de solo nas profundidades de 0-20 e 20-40 cm. Foram determinados o pH, em água e KCl, e a disponibilidade de macronutrientes e de Al nestas amostras.

Foram realizados levantamentos fitossociológicos das comunidades arbóreas em todas as áreas (Sambuichi, 2003). Foram coletadas amostras de folhas de três indivíduos de nove espécies em cada área, escolhidas entre as mais importantes e as comuns a todas as áreas. As espécies amostradas foram: *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae), *Bauhinia forficata* (Caesalpiniaceae), *Cariniana estrellensis* (Lecythidaceae), *Cecropia hololeuca* (Cecropiaceae), *Cedrela odorata* (Meliaceae), *Dialium guianense* (Caesalpiniaceae), *Eschweilera ovata* (Lecythidaceae), *Guapira nitida* (Nyctaginaceae), *Inga affinis* (Mimosaceae), *Moldenhawera blanchetiana* (Caesalpiniaceae), *Nectandra* sp. (Lauraceae), *Polyandrococos caudescens* (Arecaceae), *Schefflera morototoni* (Araliaceae), *Senna multijuga* (Caesalpiniaceae), *Spondias mombin* (Anacardiaceae), *Tetrochidium rubrivenium* (Euphorbiaceae) e *Trema micrantha* (Ulmaceae).

3. Resultados e Discussão

Os solos das cabrucas novas foram mais ácidos, com menores teores de Ca e Mg, do que os solos das cabrucas antigas. O pH na camada superficial do solo (0-20 cm) das cabrucas novas foi de 4,2 enquanto o pH variou de 4,8 a 5,2 nas cabrucas antigas. Os teores médios de Ca variaram entre 0,70 e 1,3 cmol(+) kg^{-1} em cabrucas novas e entre 2,1 e 4,9 cmol(+) kg^{-1} nas cabrucas antigas. Os teores de Mg variou de 0,98 a 1,32 cmol(+) kg^{-1} em cabrucas novas e 1,63 a 4,25 cmol(+) kg^{-1}em cabrucas antigas. A disponibilidade de Al foi maior em cabrucas novas (0.9 cmol(+) kg^{-1}) do que em cabrucas antigas (0,12 a 0,45 cmol(+) kg^{-1}). Houve diferenças importantes entre as cabrucas na disponibilidade de P que variou de 0,38 mg kg^{-1}em uma das cabrucas antigas a 11,1 mg kg^{-1} em uma cabruca nova.

Os teores médios de Ca e Mg nas folhas das nove espécies analisadas não refletiram, de modo geral, as diferenças observadas entre os solos das cabrucas antigas e novas. Os teores médios de Ca nas folhas variaram de 0,98 a 1,33% e os de Mg de 0,28 a 0,35%, a proporção de Ca/Mg sendo menor em cabrucas novas. Os teores de Ca estiveram próximos ao limite entre baixos e médios para os padrões tropicais (Klinge, 1985) enquanto os teores médios foliares de N variaram de 1,99 a 2,25% considerados médios a altos para os padrões tropicais. As concentrações foliares médias de K variaram de 0,73 a 1,12%, valores considerados medianos para os padrões tropicais Assim estes nutrientes não parecem ser limitantes nos solos das cabrucas estudadas. (Klinge, 1985).

O teor médio de P de uma das novas cabrucas (0,09%) foi inferior aos teores encontrados nas outras cabrucas (0,13 a 0,17%). A relação P/N também reflete esta diferença (0,04 vs 0,06 a 0,08). A relação P/N talvez reflita melhor a deficiência de P do que só a concentração do elemento separadamente (Penning de Vries *et al*., 1980). Os valores da relação P/N foliar encontrados nas áreas estudadas indicam que a baixa disponibilidade de P pode ser um fator limitante nessa região. Segundo o estudo de Penning de Vries *et al*. (1980) valores ótimos estariam entre 0,15 e 0,20, sendo que valores abaixo de 0,06 indicariam uma deficiência P para plantas C3. A baixa relação P/N nas folhas é característica comum nas florestas pluviais tropicais. Tanner (1977), compilando dados de várias florestas de terras baixas e montanhas, encontrou também valores entre 0,04 a 0,08. Para as diversas formações amazônicas, encontram-se na literatura valores entre 0,036 a 0,067.

4. Conclusões

As áreas de cabruca de implantação mais antiga apresentaram nos solos os maiores valores de pH, maiores teores de Ca e Mg e as menores concentrações de Al.

As porcentagens médias de macronutrientes foliares em todas as áreas mostraram valores dentro das médias apresentadas por Vitousek e Sanford (1986) para solos tropicais moderadamente férteis. Os valores foram mais altos que os obtidos na maioria das formações de florestas úmidas amazônicas, com exceção da floresta de várzea, a qual é naturalmente mais rica em nutrientes (Klinge 1985).

Nem sempre a maior disponibilidade do elemento no solo se refletiu em maiores porcentagens do mesmo nas folhas, havendo variações entre áreas e entre grupos de espécies considerados. As concentrações de nutrientes em folhas coletadas dentro de uma mesma área variaram muito entre espécies e também entre indivíduos de uma mesma espécie.

5. Referências Bibliográficas

Haridasan, M. (2000). Nutrição mineral das plantas nativas do cerrado. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal* 12: 54-64.

Klinge, H. (1985). Foliar nutrient levels of native tree species from Central Amazonia. 2. Campina. *Amazoniana* 9:281-295.

Mori, S. A.; Boom, B. M.; Carvalho, A. M. de; Santos, T. S. (1983). Southern Bahian moist forests. *Botanical Review* 49:155-232.

Penning de Vries, F. W. T.; Krul, J. M.; Keulen, H. (1980). Productivity of Sahelian rangelands in relation to the availability of nitrogen and phosphorus from the soil. In: Rosswall, T. (ed.) *Nitrogen cycling in West African ecosystems*. p. 95-113.

Sambuichi, R. H. R. (2002). Fitossociologia e diversidade de espécies arbóreas em cabruca (mata Atlântica raleada sobre plantação de cacau) na região sul da Bahia, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 16: 89-101.

Sambuichi, R. H. R. (2003). *Ecologia da vegetação arbórea de cabruca – Mata Atlântica raleada utilizada para cultivo de cacau – na região sul da Bahia.* Tese de doutorado, Universidade de Brasília, Brasília.

Tanner, E. V. (1977). Four montane rain forests of Jamaica: a quantitative characterization of the floristics, the soils and the foliar mineral levels, and a discussion of the interrelations. *Journal of Ecology* 65:833-918.

Vitousek, P. M.; Sanford, R. L. (1986). Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:137-167.

Apoio: WWF/USAID; CAPES/PICD

Diferentes demandas ambientais em *Eulaema* (Apidae, Euglossini) da Mata Atlântica Nordestina

Reisla Oliveira Darrault[a], *Clemens Schlindwein*[a] *& Paulo Milet Pinheiro*[b]

[a] *Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rego, s/n, 50670-901 Recife, PE, reislaoliveira@hotmail.com; schlindw@ufpe.br.*

[b] *Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rego, s/n, 50670-901 Recife, PE, endereço eletrônico: (miletpinheiro@hotmail.com).*

1. Introdução

No nordeste brasileiro, até agora, foram encontradas quatro espécies de *Eulaema: E. nigrita, E. bombiformis, E. cingulata e E.*

flavescens (Wittmann et al. 2000, Bezerra & Martins 2001, Oliveira 2001). Todas estas espécies ocorrem na mata Atlântica e no tabuleiro nordestino. *E. nigrita* é a única espécie que também ocorre na caatinga (Zanella 2000) e em áreas antropizadas (Zucchi et al. 1969).

Abelhas do gênero *Eulaema*, assim como outras espécies de Euglossini de grande tamanho corporal e alta capacidade de vôo, podem percorrer vários quilômetros num vôo de forrageio (Janzen 1971, Kroodsma 1975, Dressler 1982, Tonhasca *et al.* 2003). Tal habilidade torna essas abelhas polinizadoras ideais de plantas raras ou com baixas densidades populacionais como muitas orquídeas epifíticas e árvores de florestas tropicais diversificadas.

No Nordeste do Brasil, grande parte da Mata Atlântica foi convertida em culturas, resultando em remanescentes ínfimos da sua distribuição original. Estes fragmentos, em sua maioria menores que 10ha, são circundados por canaviais e submetidos à caça e à extração contínua de madeira (Ranta *et al.* 1998).

Estudos de conservação, sobretudo de vertebrados e plantas lenhosas, demonstram que fragmentação e isolamento do habitat leva a um decréscimo da riqueza de espécies (Aizen & Feinsinger 1994a, 1994b). Contudo, em função de suas características, como nível trófico e habilidade de dispersão, as espécies são afetadas de forma desigual pela fragmentação (Steffan-Dewenter & Tscharntke 2000).

Neste estudo, buscamos caracterizar o grau da dependência ao habitat natural das espécies de *Eulaema* da Mata Atlântica nordestina de acordo com as respostas dos machos dessas espécies às modificações da paisagem onde ocorrem. As fontes de informação foram dados de estudos concluídos e em andamento do grupo de pesquisa e dados da literatura.

2. Metodologia

Áreas de estudo

As abelhas foram amostradas na Reserva Ecológica (RE) Gurjaú, município de Cabo de Santo Agostinho, e na RPPN Frei Caneca, município de Jaqueira, ambas em áreas da Mata Atlântica de Pernambuco.

As duas áreas apresentam diferentes graus de ocupação humana. A RE Gurjaú abrange 1.077ha, dos quais apenas 42% são ocupados por mata e o restante por áreas degradadas (Marques 2003). As principais fontes de impacto são o desmatamento, através da expansão de culturas de subsistência, áreas de pastagens, extração seletiva de madeira, e caça. Além disso, a reserva inclui trechos de linhas de ônibus coletivos e pequenos estabelecimentos comerciais.

Com uma área de 630,42ha, a RPPN Frei Caneca está inserida na Serra do Urubu. Nesta reserva, os remanescentes de mata também são circundados por cana e pequenas lavouras temporárias. No entanto, a reserva, além de ter fragmentos maiores do que Gurjaú, está inserida num contexto rural, de difícil acesso, sob menor pressão de extração de madeira. Além disso, algumas áreas antes cultivadas, localizadas entre os fragmentos de mata vêm sendo reflorestadas.

Amostragem das abelhas

Entre novembro de 2002 e junho de 2003, uma vez por mês, machos de Euglossini foram atraídos por iscas odoríferas - papel filtro umedecido com uma fragrância (eugenol, escatol, salicilato de metila, beta-ionone, vanilina, acetato de benzila, benzoato de benzila ou eucaliptol). Entre 8:00 e 12:30h, os machos de *Eulaema* foram marcados no tórax com uma caneta de tinta atóxica e soltos.

Dados de coleta, como número de indivíduos por espécie, horário e aroma em que foram coletados foram anotados e armazenados no banco de dados do Laboratório de Ecologia Vegetal do Departamento de Botânica da UFPE.

4. Resultados e Discussão

As quatro espécies de *Eulaema* documentadas para Pernambuco ocorreram nas duas áreas de estudo. *E. nigrita e E. cingulata* foram as espécies mais abundantes nas duas reservas. No entanto, houve uma troca na dominância entre estas espécies nas duas áreas de estudo. Em Gurjaú, 80% dos indivíduos eram de *E. nigrita* e 16,2% de *E. cingulata*. Por outro lado, em Frei Caneca, *E. cingulata* acumula 55, 3% dos indivíduos em relação a 39,7% de E. *nigrita*. As diferenças de abundância de cada espécie em cada área são significativas (em Frei Caneca: l^2= 34.33, GL-5; p< 0,01/ em Gurjaú: l^2=62,2; GL= 4; P<0,01).

A discussão sobre as consequências da fragmentação sobre os Euglossini, engloba, basicamente, dois aspectos: efeito do tamanho do fragmento sobre a riqueza e a abundância dos Euglossini, e a capacidade de dispersão dessas abelhas entre os fragmentos.

Quanto a relação tamanho do fragmento versus riqueza e abundância, há um declínio no número de abelhas ocorrentes em fragmentos isolados em relação à mata contínua (Powel & Powel 1987). Por outro lado, no mesmo local, Becker *et al.* (1991) não encontraram reduções significantes nas taxas de visitas dos Euglossini nos fragmentos, exceto pelo menor. Deste modo há um consenso de que fragmentos pequenos abrigam menores riquezas e abundâncias de Euglossini.

Considerando a dispersão dos Euglossini, as espécies apresentam características particulares: apesar da capacidade extraordinária de distância de vôo, *Eulaema bombiformis* e *E. flavescens* não saem da floresta fechada para buscar fragrâncias fora do fragmento (Wittmann et al. 2000, 2003, Milet & Schlindwein 2003). Nestas espécies, a área potencial de uso, delimitada pelo raio de vôo é substituída por uma real delimitada pelo tamanho do fragmento e/ou pela qualidade do entorno. Por outro lado, machos de *E. nigrita* podem percorrer a matriz entre fragmentos de mata, mesmo que essa seja formada por cultivos de cana de açúcar. Isto, de forma menos acentuada, é válido também para *E. cingulata*. A menor exigência de *E. nigrita* em relação ao grau de perturbação do habitat privilegia esta espécie em ambientes alterados, como proposto por Peruquetti *et al.* (1999). O fato de *E. nigrita* ser dominante em Gurjaú e não em Frei Caneca reforça esta sugestão.

4. Conclusão

Visto os diferentes graus da dependência ao habitat natural, a conservação das espécies de *Eulaema* está ligada a diferentes estratégias de manejo. Um desenho de reserva que contenha fragmentos mesmo que pequenos, mas em meio a uma matriz permeável para as espécies mais sensíveis como *E. bombiformis* e *E. flavescens*, garante a conservação de todas as espécies deste gênero. Um desenho de reserva com fragmentos inseridos em uma área de condições adversas, como por exemplo monoculturas, pode favorecer a ocorrência de populações de *E. bombiformis* e *E. flavescens* isoladas, contidas nos fragmentos o que interferiria também nas interações com a flora associada.

5. Referências Bibliográficas

Aizen, M.A. & P. Feinsinger.1994a. Forest fragmentation, polination and plant reprodution in a chaco dry Forest, Argentina. Ecology 75(2): 330-351.

Aizen, M.A. & P. Feinsinger. 1994b. Habitat fragmentation nativeinsect pollinators, and feral honey bees in Argentine “Chaco Serrano”. Ecol.Appl. 4(2): 378-392.

Becker, P., Moure, J. s. & Peralta, F. J. A. 1991. More about euglossine bees in Amazonian forest fragments. Biotropica 25: 586-591.

Bezerra, C. P. & Martins, C. F. 2001. Diversidade de Euglossinae (Hymenoptera, Apidae) em dois fragmentos de Mata Atlântica localizados na região urbana de João pessoa, Paraíba, Brasil. Revta bras. Zool. 18 (3): 823-835.

Borges, G. M. 2003. Diagnóstico e quantificação da perda de

cobertura vegetal em um remanescente de Mata Atlântica (Reserva Ecológica de Gurjaú – Pernambuco – Brasil). Monografia, Curso de Graduação em Geografia, UFPE, Recife.
Dressler, R. L. 1982. Biology of the orchid bees (Euglossini). Ann. Rev. Ecol. Syst. 13: 373-394.
Janzen, D. H. 1971. Euglossine bees as long-distance pollinators of tropical plants. Science 171: 203-205.
Kroodsma, D. E. 1975. Flight distance of male Euglossine bees in orchid pollination. Biotropica 7(1): 71-72
Oliveira, R. S. 2001. Polinização de *Hancornia speciosa* (Apocynaceae) e comunidade de esfingídeos e plantas esfingófilas no Tabuleiro Paraibano, Nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, UFPB, João Pessoa.
Peruquetti, R.C., Campos L.A.O., Coelho, C. D. P., Abrantes, C. V. M. & Lisboa, L. C. O. 1999. Abelhas Euglossini (Apiade) de áreas de Mata Atlântica: abundância, riqueza e aspectos biológicos. Revta brás. Zool 16 (Suppl. 2): 101-118.
Pinheiro, P. M. 2003. Machos de Euglossini (Hymenoptera, Apidae) saem da mata fechada para coletar fragrâncias dentro de um canavial? VI Congresso de Ecologia, Fortaleza.
Powell, A.H. & Powell, G.V.N. 1987.Populations dynamics of male euglossine bees in Amazonian forest fragments. Biotropica 19: 176-179.
Ranta, P., Brom, T., Joensuu, E. & Mikko, S. 1998. The fragmented Atlantic forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. Biod. Conserv. 7: 385-403.
Steffran-Dewenter, I. & Tscharntke, T. 200. Butterfly community structure in fragmented habitats. Ecology Letters 3: 449-456.
Tonhasca , A. Jr., Albuquerque, G. S. & Blackmer, J. L. 2003. Dispersal of euglossine bees between fragments of the Brazilian Atlantic Forest. Journal of Tropical Ecology 19: 99-102.
Wittmann, D., Hamm, A., Machado, I. C., Schiffler, D., Schlindwein, C. 2000. Artenvielfalt von Euglossinen in einem Regenwald-Fragment und angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen in Pernambuco, Brasilien. IN: Osten, T. (ed.) Beiträge der Hymenopterologen-Tagung in Stuttgart 2000. p.67-70.
Wittmann, D., Schlindwein, C., Machado, I. C., Hamm, A., Schiffler, D., Lopes, A., Medeiros, P. C. R. 2003 (no prelo). Flight activities of euglossine males in a fragment of Tropical Rain Forest and in surrounding pastures and agro-forestry areas in NE-Brazil (Apidae, Euglossini). Stud. Neotrop. Fauna & Environm.
Zanella, F. C. V. 2000. The bees of the Caatinga (Hymenoptera, Apoidea, Apiformes): a species list and comparative notes regarding their distribution. Apidologie 31: 579-592.
Zucchi, R.; Sakagami, S. F.; Camargo, J. M. F., 1969. Biological observations on a Neotropical parasocial bee, *Eulaema nigrita*, with a review on the biology of Euglossinae (Hymenoptera, Apidae). A comparative study. Jour. Fac. Sci. Hokkaido Univ. Ser. VI, Zool. 17: 271-380.

Imigração e extinção local como determinantes da riqueza local e composição de espécies de formigas de serapilheira

Renata B. F. Campos[a], José H. Schoereder[b] & Carlos F. Sperber[b]
[a]Programa de Pós-Graduação em Entomologia; Universidade Federal de Viçosa; Viçosa – MG; 36570-000; e-mail: rbfcampos@funedi.edu.br [b]Departamento de Biologia Geral; Universidade Federal de Viçosa; Viçosa – MG; 36570-000

1. Introdução

Até a metade do século passado, os estudos de diversidade enfatizavam a busca por padrões. Com o aumento do interesse na conservação e manejo de locais ricos em espécies, esta abordagem foi restrita à procura de locais ricos em diversidade, independentemente dos padrões espaciais e temporais envolvidos, como padrões de altitude e latitude. Essas tentativas levaram à definição dos "hotspots", áreas de alta biodiversidade e conseqüente grande interesse de conservação. A despeito da importância inquestionável do estudo dos padrões de biodiversidade, seja gerais, seja pontuais, o estudo dos processos que os determinam é essencial. Tais estudos devem receber atenção porque é necessário saber não apenas onde a biodiversidade é maior, mas também quais são os mecanismos responsáveis por sua manutenção.

A serapilheira das florestas é um micro-ambiente ainda pouco explorado nos estudos de biodiversidade, mas que deve conter uma grande riqueza de espécies, além de abrigar vários processos importantes para a manutenção da floresta. Uma importante e abundante fração das comunidades de artrópodes de serapilheira é composta pelas formigas, e recentemente vários autores têm trabalhado com os fatores que poderiam condicionar a riqueza de espécies de formigas nesse ambiente. Existe pouca evidência com relação à importância da abundância da serapilheira e da competição nas comunidades de formigas de serapilheira. Por outro lado, alguns autores levantaram a hipótese que a dinâmica da comunidade local, incluindo as imigrações e extinções, seriam importantes na determinação da riqueza e composição da comunidade.

Distúrbios em comunidades de serapilheira são eventos freqüentes, uma vez que elas estão constantemente recebendo detritos, os quais por sua vez estão sujeitos ao processo de decomposição e incorporação ao solo. Outras fontes de perturbação incluem a presença de formigas de correição e outros predadores. A resposta das formigas de serapilheira pode ser extinção local ou migração das colônias, mas a influência desses processos na riqueza local de espécies ainda não foi estudada.

O objetivo desse trabalho foi testar experimentalmente a hipótese que a variação local da riqueza e composição de espécies de formigas de serapilheira é determinada pela dinâmica local de imigração e extinção, e que esta dinâmica é alterada pela abundância da serapilheira.

2. Métodos

O experimento foi realizado em uma reserva de floresta secundária de cerca de 300ha em Viçosa, Minas Gerais. Nessa área foi escolhida uma região para o desenho experimental, que consistiu de tratamentos da serapilheira divididos em três níveis: serapilheira isolada (extinção), serapilheira sem formigas (imigração) e controle.

Extinção

Quarenta e duas amostras de serapilheira com 30cm de diâmetro foram isoladas com recipientes plásticos cilíndricos com 30cm de altura enterrados 3cm no solo. A faixa superior foi tratada com Tanglefootâ para evitar que as formigas entrassem ou saíssem da amostra. Cada local permaneceu isolado por dois meses (Fevereiro a Abril de 2001), após os quais a serapilheira foi removida e colocada em funis de Berlese modificados, por 10 dias, para extração das formigas.

Imigração

Quarenta amostras de serapilheira com 30cm de diâmetro foram removidas em Janeiro de 2001, sendo identificadas conforme o local de amostragem. Essas amostras foram colocadas em funis de Berlese modificados e posteriormente passaram por extração manual, para remoção das formigas. As amostras de serapilheira sem formigas foram devolvidas para os mesmos locais de onde foram retiradas, após uma semana. Depois de dois meses as amostras foram re-coletadas e as formigas presentes na amostra foram

extraídas em funis de Berlese modificados. Dessa forma, obteve-se duas riquezas e composições de formigas nas amostras de serapilheira: inicial e final.

Controle

Quarenta e oito amostras de serapilheira foram coletadas por ocasião da segunda coleta dos dois tratamentos descritos acima. As amostras foram também levadas a funis de Berlese para extração das formigas. Essas amostras foram chamadas de controle.

Serapilheira

A serapilheira de todas as amostras descritas acima, após a extração das formigas, foi seca e pesada.

Análises

Para o teste da influência do peso da serapilheira e dos tratamentos (extinção, imigração e controle) sobre a riqueza de espécies, utilizou-se a riqueza de espécies como variável resposta e foi feita uma análise de covariância com erros Poisson, ajustando inicialmente o modelo completo com interação. Após esse ajuste, o modelo foi simplificado retirando-se as variáveis explicativas uma a uma e amalgamando os níveis do tratamento para obter o modelo mínimo adequado.

Para testar o efeito do distúrbio sobre a composição de espécies da comunidade de formigas foram utilizadas as espécies coletadas antes e depois do tratamento imigração (inicial e final). As espécies foram divididas em dois grupos: (1) espécies ausentes nas amostras iniciais e presentes nas finais (espécies exclusivas); e (2) espécies presentes antes e após o distúrbio (espécies em comum). A riqueza de espécies dos dois grupos foi comparada através de análise de variância com erros Poisson, com modelos mistos para evitar a pseudorepetição. Se a composição de espécies é alterada pelo distúrbio seriam observadas mais espécies exclusivas do que espécies em comum, o que significa que as espécies re-colonizadoras seriam em sua maioria diferentes das espécies originais do local.

3. Resultados

Foram coletadas 63 espécies em todas as amostras de serapilheira, sendo 34 espécies no controle e 32 espécies no tratamento de extinção. No tratamento de imigração, o número inicial de espécies foi 34 e o final foi 28.

O modelo completo para a análise do efeito de peso da serapilheira e do tratamento sobre a riqueza de espécies foi significativo ($F_{5,124}$=2,27; p=0.045). Após simplificação do modelo, a interação ($F_{2,124}$=1,60; p=0.20) e o peso ($F_{1,126}$=2,49; p=0,11) foram retirados. Além disso, os níveis controle e extinção foram amalgamados, diferindo da riqueza de espécies do nível imigração ($F_{1,128}$=5,20; p=0.02).

O número de espécies exclusivas da amostragem final da imigração foi significativamente maior do que o número de espécies em comum com a amostragem inicial ($F_{1,39}$=9,13; p=0,004).

4. Discussão e conclusões

Não foi observada mudança na riqueza de espécies entre a serapilheira isolada e controle, e existem várias explicações possíveis para este resultado, além da ausência de extinção em dois meses. A primeira explicação pode estar ligada à migração de formigas de serapilheira, porque para os nossos propósitos a extinção local pode também ser uma mudança de local dos ninhos, ou movimentação de colônias, o que pode ser bastante comum nessas formigas. Uma vez que a emigração foi impedida, qualquer movimentação de colônias ficou restrita aos limites do isolamento. Essa restrição não aumentou, no entanto, a mortalidade das colônias na área amostral, provavelmente porque essa área tinha recursos suficientes para manter a riqueza de espécies.

As áreas de serapilheira foram isoladas para evitar a movimentação das colônias para dentro e para fora da amostra. Esse isolamento pode também ter prevenido perturbações de superfície, como o efeito de predadores que poderiam entrar na amostra na ausência do tratamento, tais como formigas de correição e outros artrópodes cujo efeito sobre as comunidades de formigas de serapilheira pode ser alto. O recipiente plástico também pode ter evitado outras perturbações, como a de grandes animais, que também teriam efeito sobre indivíduos e espécies nas amostras. A diminuição da predação e distúrbio pode ter diminuído a extinção nas amostras isoladas, causando portanto o padrão observado.

Formigas de serapilheira também podem se mover pelo solo. Existe pouca informação sobre a biologia de formigas de serapilheira nos trópicos, mas a informação disponível para algumas espécies mostra que é possível coletá-las tanto em solo quanto em serapilheira. Dessa forma, o isolamento efetuado pode ter prevenido a movimentação pela serapilheira, mas não pelo solo, permitindo efeitos resgate da fauna de formigas dentro das amostras, caso a extinção tenha realmente ocorrido. Além disso, se as formigas podem se mover pelo solo, elas poderiam usar recursos localizados fora da amostra.

A última explicação para a ausência dos efeitos do isolamento é uma mudança na composição de espécies. É possível que algumas espécies na amostra tenham se extinguido durante o experimento, mas essas espécies podem ter sido substituídas por espécies vindas do solo. Se existe uma diferença na composição entre as comunidades do solo e da serapilheira, deve ter ocorrido uma mudança de composição dentro da amostra, a qual seria mais ocupada por espécies de solo do que por espécies de serapilheira.

Dois meses não foi tempo suficiente para a comunidade de formigas de serapilheira recuperar sua riqueza de espécies, ou seja, a imigração ocorreu mas não foi suficiente para reconstituir a comunidade original. Além disso, houve efeitos detectáveis na composição de espécies, que foi diferente da condição original. Isso sugere que não há uma preferência das espécies por determinados locais ou estrutura local da serapilheira. Essa conclusão também é confirmada pela ausência da influência do peso da serapilheira sobre a riqueza de espécies e sobre a imigração e extinção das formigas. Em outra ocasião, os autores desse trabalho confirmaram que a estrutura e a heterogeneidade da serapilheira não influencia a riqueza de espécies de formigas.

A composição de espécies em comunidades de formigas de serapilheira pode variar ao longo do tempo, seguindo uma sucessão ecológica em pequena escala. Se a sucessão é direcional, então algumas espécies podem ser dependentes da ocorrência de distúrbio, sendo espécies pioneiras que ocorrem apenas após distúrbios ou na ausência das dominantes. Ao longo da sucessão essas espécies seriam substituídas por espécies mais adaptadas aos estágios sucessionais seguintes. Espécies pioneiras teriam que deixar a mancha, mudando para manchas em estágios sucessionais mais iniciais. Esse mecanismo hipotético também explicaria a alta freqüência de migração das espécies de formigas de serapilheira.

No entanto, a hierarquia de dominâncias não é necessária para explicar a persistência de espécies nas comunidades de formigas de serapilheira. que pode seguir um modelo de sucessão em loteria. Esse modelo assume que as espécies podem ser boas colonizadoras e competidoras similares. O padrão de riqueza de espécies de formigas de serapilheira pode surgir se essas espécies colonizam manchas de serapilheira ao acaso, e as manchas são também criadas aleatoriamente por distúrbios, como a passagem de formigas predadoras, perturbações físicas por grandes animais e quedas de árvores.

Para determinar qual o modelo de sucessão é correto para as comunidades de formigas de serapilheira, a composição de espécies nas amostras imigração e controle poderiam ser utilizadas. Em uma sucessão direcional seria esperado que a composição de espécies nas amostras perturbadas seria semelhante, uma vez que todas as amostras foram colocadas no campo ao mesmo tempo e sofreram igual intensidade de perturbação, estando portanto no mesmo estágio sucessional. Por outro lado, se a sucessão ocorre pelo modelo de loteria, espera-se que as amostras perturbadas seriam tão diferentes entre si quanto das amostras do controle.

Concluindo, nossos resultados sugerem que as características físicas da serapilheira não são fatores condicionantes importantes para a dinâmica das comunidades de formigas de serapilheira. A riqueza local e a composição de espécies são provavelmente determinadas por uma dinâmica complexa de distúrbios locais em diferentes intervalos de tempo e intensidade, que reduzem a riqueza e mudam a composição de espécies . A imigração para locais perturbados recupera parcialmente a riqueza de espécies, mas com uma mudança na composição de espécies. A comunidade de formigas de serapilheira, dessa forma, seria formada por um mosaico de manchas em diferentes estágios sucessionais, com diferentes comunidades locais de formigas.

(CAPES, CNPq, FAPEMIG. Angelo Pallini, Carla R. Ribas, Júlio N. C. Louzada, Og DeSouza e Tathiana G. Sobrinho, pelas críticas e sugestões; Alessandra B. F. Campos, Fernando Vaz-de-Mello e Harvey O. Pengel pela ajuda nas coletas)

Patterns of leaf litter arthropod abundances and environmental gradients in an area of Atlantic forest in Southernmost Bahia, Brazil

Roberta P. Damasceno[a], Lander, J. Alves[b], Fabio F. Barbosa[b] & Pedro L. B. da Rocha[c]

[a] Graduate student - Universidade de São Paulo, [b] Graduate student - Universidade Federal da Bahia (landerja@yahoo.com.br), [c] Universidade Federal da Bahia

I. Introduction

The Atlantic forest region is one of the most diverse in the world and it has been passing through deep degradation processes. Today, it is included in the list of the world's hotspot (priority conservation area) due to the drastic reduction in its original area and high species richness and endemism of its fauna and flora (Da Fonseca, 1997; Mittermeier *et al.*, 1999). Originally, this region extended from Rio Grande do Sul to Rio Grande do Norte, covering one area of 1.1 million Km^2 (Mori & Boom, 1983). At present, only 7.6% of the Atlantic forest original extent remains (Morellato & Haddad, 2000) and such a reduction is associated, in Southern Bahia, with highly fragmented forest ecosystems and the formation of complex land mosaics (Pardini, 2001). The southern sub-region of the Atlantic forest, specially its southernmost part, is one of the most important endemic centers of plants, butterflies, and vertebrates in the planet (Prance, 1982).

A vast theoretical background about the effects of fragmentation in tropical forests is now available, although empiric data are still quite scanty (for example, Laurance & Bierregard, 1997; Maurer, 1999). Theoretical models propose that the effects of fragmentation and habitat loss are numerous and complex (Laurance & Bierregaard, *op cit.*), and they are thought to be crucial to the reduction of biodiversity, changes in community structure, inter-specific interactions and to ecological functions (Tscharntke *et al.*, 2002).

Moreover, the effects of fragmentation and habitat loss on biodiversity are extremely variable. Indeed, in an effort made by Pardini and collaborators in 2000 (unpublished data), it was detected that basic relevant information about a certain fragmented landscape (a general description and summarized information about environmental, economic, and social characteristics of Una region, southern Bahia, and its satellite image) plus theoretical knowledge about fragmentation were not sufficient to generate concordant previsions, among a group of Brazilian researchers with previous experience in the field of ecology of fragmented habitats, about the effects of forest fragmentation and other human activities on local fauna and flora. These results stress both the complexity of fragmentation effects and the necessity of getting local data to the establishment of conservation guidelines (Pardini, 2000).

One of the effects of fragmentation is related to microclimate changes in disturbed areas and information regarding the relationships between environmental variables (and their gradients) and community structure can aid conservation and management politics and practice (Pardini, 2001). Besides, it can increment knowledge concerning fragmentation-underlying processes (Pardini, *op cit.*). The logic of this paper is that if environmental variables influence the pattern of community abundance, then they are correlated. In this context, the aim of this paper is to assess correlation between the pattern of a community of leaf litter arthropods and some environmental variables and their gradients, in a region on Atlantic forest in Southernmost Bahia.

This paper was developed during the discipline "Métodos de Campo em Ecologia e Biomonitoramento", coordinated by Prof. Dr. Pedro L. B. da Rocha, from the Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento from the Universidade Federal da Bahia.

II. Methods

The study site, the Veracruz Station, ranges in an area of 6,069 ha and is situated in the municipalities of Porto Seguro and Santa Cruz Cabrália (39.11-39.23°W, 16.29-16.39°S), in the southernmost region of Bahia. The area presents topography marked by extensive plane plateaus bordered by valleys usually associated with streams. It includes mostly primary forest previously subjected to some selective logging (PF), but also a contiguous area of old-growth secondary forest (SF) kept undisturbed for at least twenty years and physiognomically quite similar to PF, and abandoned pastures covered mostly by herbs (AP). The station is immersed in a matrix of pastures, various monocultures, mainly eucalyptus plantations (mostly on plateaus).

To sample leaf litter arthropods, we used 12 pitfall traps with three drift fences each. Four traps (that is, four sampling replicates) were randomly settled in each landscape component (PF, SF, and AP). The traps contained 500 ml of a 4% neutral detergent solution and they operated during a period of 48 hours (Oct 30th to Nov 1st 2002).

In order to assess the environmental variables that could influence the pattern of arthropod community abundances, we collected, close to each pitfall trap and three times a day, data of soil temperature (ST), air temperature (AT), soil humidity (SU), air humidity (AU), luminosity (LM), area of litter cover (AL), of fallen trunks (AF), of herbs (AH) and litter depth (LD), hereinafter referred as primary environmental variables - PEV. Soil temperature and humidity were measured with a soil thermo-hygrometer.

Non-parasite, non-flying arthropods of at least 1mm length were collected and fixed with a 70% alcohol solution. They were sorted to Order and counted under a stereomicroscopy. Statistical analysis included only the most abundant taxa (n ³ 50).

We performed an indirect gradient analysis based on the

abundance matrix per trap and a direct gradient analysis based on correlation tests between the scores generated by the PCA in the previous analysis and both the mean values of PEV per trap and the scores generated by a PCA on the PEV matrix, hereinafter referred as secondary environmental variables - SEV.

The first analysis (indirect gradient analysis) intended to reveal the latent variables that best explain species abundances, hereinafter referred as theoretical environmental variables - TEV (Jongman *et al.*, 1995). The matrix of abundances of leaf litter arthropods taxa was reduced through factor analysis using the principal component model (PCA) (SPSS for Windows, release 8.0.0). The PCA analysis was performed extracting factors associated to latent roots greater than 1.000, using the Anderson-Rubin method. Wide divergences from ideal conditions can be tolerated in factor analysis when it is performed for data description, and not for hypothesis testing.

The second analysis (direct gradient analysis) intended to detect which, if any, PEV correlates with TEV (Jongman *et al.*, 1995) using nonparametric Spearman's correlation test.

Analyses were performed twice: (1) with total data (PF, SF, and AP) and (2) only with data of forested areas (PF and SF). This procedure was adopted because data of the abandoned pasture could increase variance in a way that detailed interpretations about differences between the two forested areas were precluded.

III. Results

A total of 3,728 arthropods were processed, representing 23 taxa of arachnids, insects, and crustaceans. The most abundant taxa (n ³ 50) were Formicidae (FOR – 46.84% of arthropod total frequency), Coleoptera (COL – 23.13%), Gryllidae (ENS – 10.13%), Hemiptera (HEM – 2.63%), Araneida (ARA – 2.60%), and Isopoda (ISO – 2.57%) and gradient analyses were performed using only these data.

In the first set of analyses (including PF, SF, and AP) two TEVs (principal components) were extracted. The first one (representing 43.6% of original data variation) explained the abundances of ENS (factor loading=0.908), COL (0.882) e ARA (0.746) and it was strongly correlated with the environmental variables: ST (r=-0.827, P=0.001), AU (r=0.824, P=0.001), LD (r=0.730, P=0.007), AH (r=-0.714, P=0.009), AF (r=-0.714, P=0.009) and LN (r=-0.671, P=0.017). The PF sampling replicates located in the positive extreme position of this TEV, the AP replicates in the negative extreme and the SF between PF and AP.

The second TEV (25.3%) explained abundances of FOR (0.754), HEM (0.720) e ISO (-0.588) and it was not correlated with any PEV or SEV. Replicates of all forested components of the landscape and two of AP were located near the origin of this axis. The other two replicates of AP were located in opposite extremes of the axis.

In the second set of analyses (PF and SF) three TEVs were extracted. The first one (43.7%) explained ARA (0.781), ENS (0.905), COL (0.850), and HEM (0.585) abundances and it was correlated with AU (r=0.655, P=0.078) and the 1st and the 4th SEVs (SEV1: r=-0.690, P=0.058; SEV4: r=0.667, P=0.071). SEV1 presented high loadings on AL (0.876), ST (0.564), SH (0.896), LM (0.537), and AT (-0.828). SEV4 presented high loadings on AH (0.913), LM (0.651), and ST (-0.511). Replicates of PF tended to locate at the positive extreme of the 1st TEV and the ones of SF, at the negative extreme.

The second and third TEVs (25.7% and 18.0% respectively) explained the abundances of FOR (2nd =0.669 and 3rd =0.540), and ISO (2nd =-0.723 and 3rd =0.593). The 2nd TEV was strongly correlated with LM (r=-0.905; P=0.002), AT (r=0.731, P=0.040) and correlated with the 2nd SEV (r=0.619, P=0.102). The 3rd one was not correlated with any PEV or SEV. There was no clear segregation of replicates from distinct landscape components along these axes.

IV. Discussion and Conclusions

1. Replicates of different landscape components are clearly segregated along an environmental gradient: PF at one extreme and AP at the opposite one. Even considering only PF and SF, replicates of different components segregate almost completely.

2. The two sets of analyses indicated that high abundances of ENS, HEM, COL, and ARA are associated with PF and their variation is correlated with environmental variables clearly related to differences between open and forested areas. This can indicate that: (a) the SF shows intermediate microclimate and microhabitat conditions or (b) the two forested landscape components are similar and abundance differences between them are due to other factors, such as historical and stochastic ones.

3. The comparison between forested components indicates that, although PF and SF replicates segregate along the axes of arthropod abundances, no microhabitat or microclimate variable correlates strongly or significantly (á=0.05) with them. Possibly, abundance differences found between PF and SF are due to historical factors (*e.g.* succession) or stochastic ones (*e.g.* differences in initial community composition in SF).

4. In the first analyses set, abundance variations of FOR and ISO, related to the 2nd TEV, are clearly associated with their high abundance in only two replicates. Indeed this TEV is not correlated with any PEV or SEV. This pattern can be explained by the type of spatial distribution of the taxa (aggregated) and/or by other environmental variables.

5. In the second analyses set, abundances of FOR and ISO are not related to different landscape components but are associated with two TEV. As one of the TEVs is not correlated with any PEV or SEV and the other one shows correlation with LM and AT, and the TEVs are orthogonal, the abundance pattern of FOR e ISO in forested areas should be influenced by both microclimate and their patterns of spatial distribution.

(We are indebted to CAPES, Veracel Celulose S.A., CEPLAC, and the Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento from the Universidade Federal da Bahia)

5. Bibliography

Da Fonseca, M.T. 1997. A estrutura da comunidade de pequenos mamíferos em um fragmento de Mata Atlântica e monocultura de eucalipto: a importância da matriz de hábitat. Dissertação de Mestrado, UFMG, 60p.

Jongman, R.H.G., Ter Braak, C.J.F., Van Tongeren, O.F.R. [Eds] 1995. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge. 299p.

Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O. [Eds] 1997. Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. The University of Chicago Press, Chicago. 616p.

Maurer, B.A. 1999. Untangling ecological complexity: the macroscopic perspective. The Chicago University Press, Chicago. 251p.

Mittermeieer, R.A., Myers, N., Gil, P.R., Mittermeier, C.G. 1999. Hotspots: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Conservation International, CEMEX. 430p.

Morellato, L. P. C.; Haddad, C. F. B. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32 (4b): 786-792.

Mori, S. A.; Boom, B. M. 1983. Southern Bahia moist forest. *Botanical Review* 49(2): 155-232.

Pardini, R. [Coord.] 2000. Documento final do Grupo de Trabalho 1: Pesquisa científica e políticas de conservação – RestaUna:

um estudo de caso. CRA – UESC. Circulação restrita.
Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I. Kruess, A.; Thies, C. 2002. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological applications* 12(2): 354-363.
Zar, J.H. 1999. Biostatistical analysis. Prentice Hall, New Jersey. 663p + ap.

Determinação de instares larvais de *Hetaerina rosea* (Odonata: Calopterygidae) e a sua dinâmica populacional em um riacho em Viçosa-MG

Rodrigo Antônio de Souza[1], Rafael Nessim[1], Luis Gustavo Pacheco[1], Filipe Leão Morgan[1], Paulo De Marco Jr[2].
1-Graduação de Biologia UFMG
(rodrigoantoniosmail@yahoo.com.br); 2-Lab. de Ecologia Quantitativa UFV.

1. Introdução

Nos estudos de biologia básica de libélulas se destaca o conhecimento sobre a história de vida como recurso primordial para a compreensão da dinâmica destas populações. Estudos em ambientes temperados apresentam um modelo geral bem caracterizado com espécies que tendem a emergir no verão e espécies que emergem na primavera apresentando características de história natural bem distintas (CORBET, 1957a; CORBET, 1957b; CORBET, 1999). O conhecimento da história de vida de espécies tropicais é, no entanto, ainda incipiente, em parte pelo pequeno número de estudos (e. g. DUDGEON & WAT, 1986; RAMIREZ, 1994; PRITCHARD, 1996; ASSIS *et al.*, 2000), em parte pela grande diversidade de espécies nos domínios tropicais, o que dificulta certas generalizações.

Algumas informações básicas são necessárias para a consecução destes estudos e, geralmente, são ainda desconhecidas para espécies tropicais. Uma delas é o número e a identificação dos instares larvais, necessários para se identificar as taxas de crescimento e a possibilidade de ocorrência de diapausa ou outros fenômenos importantes para a história de vida.

Hetarina rosea é uma das espécies mais comuns em riachos de Viçosa e têm sido alvo de estudos sobre seu potencial como indicador de alterações nestes sistemas. Em geral *H. rósea* aumenta sua abundância em áreas alteradas na região (FERREIRA-PERUQUETTI & DE MARCO, 2002). O objetivo deste estudo foi determinar os instares larvais de *H. rósea* e aspectos de sua dinâmica populacional no ribeirão São Bartolomeu.

2. Métodos

A área de estudo foi o ribeirão São Bartolomeu, perto de uma área urbana em Viçosa, Minas Gerais, Sudeste do Brasil (20º 46' 13,0''S, 42º 53' 1,83''W). O ribeirão tem 0,5 a 1,0m de largura variando durante o ano. A média anual da umidade relativa do ar está por volta dos 80% com a média da temperatura anual variando de 14,0°C a 26,1ºC (VALVERDE, 1958). Esta área foi escolhida pela alta abundância de *H. rosea* .

A coleta de larvas de *H. rosea* foi realizada, pelo método "Hand Net" (MACAN, 1977), com cinco conchadas em 49 segmentos de 2 metros de comprimento, fixadas ao longo do riacho, durante os meses de julho de 1998 a janeiro de 1999. As larvas coletadas foram fixadas em álcool 70% e a largura de suas cabeças (distância externa de um olho ao outro) medidas em lupa estereoscópica munida de ocular micrométrica com uma precisão de 0,01mm.

A determinação dos instares larvais foi feita com a utilização de um programa de computador utilizando o método de LOGAN (1998). Essa determinação consiste no ajuste a uma curva normal para a freqüência de indivíduos por tamanho em cada um dos instares escolhidos *a priori* pelo pesquisador. Após isto, é estimado o erro de classificação sob esta separação dos indivíduos e os limites para a determinação de cada instar.

3. Resultados e Discussão

Em todos os meses, em todas as áreas de coleta foram encontrados 357 individuos de *H. rosea.* A distribuição de largura de cabeça das larvas discriminou 5 instares (F0-F4) com os seguintes valores para os intervalos: F-4 de 0,424mm-1,363mm, F-3 de 1,363mm-1,760mm, F-2 de 1,760mm-2,305mm, F-1 de 2,305mm-2,773mm, F-0 acima de 2,773mm. O intervalo F-4 provavelmente abriga um número de cerca de 4 instares, dada a quantidade de instares descritas na literatura para grupos filogeneticamente próximos a esta espécie. Entretanto, a não determinação destes no intervalo F-4 deve-se primeiramente a não captura de estágios larvais iniciais por uma limitação do método de coleta, além disso as medidas das larguras de cabeça destes instares são muito próximas não permitindo uma discriminação pelo método de medida utilizado. Somado a isso, os estágios iniciais podem habitar camadas diferentes do resto da população, e desta forma não são coletados (CAPÍTULO, 2000).

A freqüência dos estágios larvais iniciais diminuiu no decorrer dos meses de coleta, culminando com a inexistência de F-4 e F-3 nos mês de dezembro. Já a frequência dos estágios mais avançados aumenta no mesmo período e culmina com 62,5% dos indivíduos coletados em dezembro pertencendo a F-0.

Comparando com os dados de abundância de adultos obtidos por DE MARCO & PEIXOTO (*no prelo)* pode-se inferir que as larvas de F-0 em dezembro emergem, contribuíndo para o aumento da freqência do número de adultos em janeiro e nos meses subseqüentes. Também explica o aumento dos estágios F-4 e F-5 no mesmo período, devido à ovoposição dos adultos recém emergidos.

Não existe nenhum estudo prévio de nosso conhecimento com detalhes da história de vida de Calopterygidae tropical, no entanto os resultados concordam com observações gerais de espécies de Odonata na Região de Viçosa e do Parque Estadual do Rio Doce que possuem ciclo anual, tendo maior freqüência de adultos durante o período mais quente do ano. Essa é uma questão interessante porque se espera que o clima de sistemas tropicais não deveria representar limites sérios à história de vida dessas espécies. Neste sentido, seria possível que aqui algumas espécies apresentassem mais de um ciclo anual. Contudo, as observações atuais sugerem que pelo menos a maior parte dessas espécies apresenta apenas um ciclo e uma época de adultos presentes nas áreas de reprodução mais ou menos bem definidas (DE MARCO & FURIERI, 2000).

4. Referências Bibliográficas

ASSIS, J. C. F., CARVALHO, A. L. & DORVILLE, L. F. M. 2000. Aspects of larval development of *Limnetron debile* (Karsch), in a mountain stream of Rio de Janeiro state, Brazil (Anisoptera: Aeshnidae). Odonatologica 29:151-155.
CAPÍTULO, A . R., 2000, Populations dynamics of larval stages of *Tauriphila risi* Martin and *Erythemis attala* (Selys) in punta lara gallery forest, Bueno Aires, Argentina (Anisoptera: Libellulidae). Odonatologica ,29(4): 333-340.
CORBET P. S. 1999. Dragonflies: behavior and ecology of Odonata., 1st edition. Comstock Publ. Assoc., Ithaca, NY.
CORBET, P. S. 1957a. The life-histories of two spring species of dragonfly (Odonata: Zygoptera). Entomological Gazette 8:79-89.
CORBET, P. S. 1957b. The life-histories of two sumer species of

dragonfly (Odonata: Coenagriidae). Proceedings of the Zoological Society of London, A 128:403-418.
DE MARCO, P. JR. & FURIERI, K. S. 2000. The ecology of the bromeliad-dweller *Leptagrion perlongum* (Odonata: Coenagrionidae). Boletim do Museu de Biologia Professor Mello Leitão (Ser.Zool.) 11/12:135-148.
DE MARCO, P.JR., PEIXOTO, P.E.C. , 2003, Population dynamics of *Hetaerina rosea* (Odonata: Calopterygidae) *no prelo*, Odonatologica.
DUDGEON, D. & WAT, C. Y. M. 1986. Life cycle and diet of Zygonyx iris insignis (Insecta: Odonata: Anisoptera) in Hong Kong running waters. Journal of Tropical Ecology 2:73-85.
FERREIRA-PERUQUETTI, P. & DE MARCO, P. JR. 2002. Efeito da alteração ambiental sobre comunidades de Odonata em riachos de Mata Atlântica de Minas Gerais, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia 19:317-327.
LOGAN, J. A., BENTZ, B. J., VANDYGRIFF, J. C. & TURNER, D. L. 1998. General program for determining instar distributions from headcapsule widths: example analysis of Mountain Pine Beetle (Coleoptera: Scolytide) data. Environmental Entomology 27:555-563.
MACAN, T. T. 1977. The fauna in the vegetation of a moorland fishpond as revealed by different methods of collecting. Hydrobiologia 55:3-15.
PRITCHARD, G. 1996. The life history of a tropical dragonfly: Cora marina (Odonata: Polythoridae) in Guanacaste, Costa Rica. Journal of Tropical Ecology 12:573-581.
RAMIREZ, A. 1994. Descripcion e historia natural de las nayades de Odonatos de Costa Rica. II: Archilestes neblina (Garrison, 1982) (Odonata, Lestidae), con una clave para las especies del genero en Costa Rica. Folia Entomologica Mexicana 90:9-16.
VALVERDE, O., 1958. Estudo regional da Zona da Mata de Minas Gerais. Rev. Bras. Geogr. 20: 3-79.

Fatores ambientais afetando a atividade de vocalização de seis espécies simpátricas de anuros em uma área de Mata Atlântica na Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro

Rodrigo Ventura Marra[a,b], *Leonardo Boquimpani-Freitas*[a,c], *Carlos Frederico Duarte Rocha*[a] & *Monique Van Sluys*[a]
[a]*Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, 20550-019, Rio de Janeiro, RJ* [b]*Programa de Pós Graduação em Biologia, Área de Concentração em Ecologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, RJ (rvmarra@hotmail.com)*
[c]*PARNA Cavernas do Peruaçu – IBAMA/MG.*

1. Introdução

Vários fatores ambientais podem influenciar a atividade de canto de anuros, dentre os principais e mais estudados estão: chuva (Donnelly e Guyer, 1994), umidade relativa (Cree, 1989; Hatano *et al.*, 2002), temperatura (Navas, 1996; Hatano *et al*., 2002; Rico *et al*., 2002), intensidade de luz (Fukuyama e Kusano, 1992; Boquimpani-Freitas *et* al., 2002; Hatano *et al*., 2002) e fotoperíodo (Whittier e Crews, 1987).

Poucos estudos abordam as comunidades de anuros e os fatores ambientais locais que afetam a atividade de canto dos machos nessas comunidades. Estes estudos são essenciais para compreendermos os padrões de atividade, uma vez que os mesmos fatores ambientais locais podem influenciar diferentemente as espécies de anuros (Duellman e Trueb 1986).

O objetivo deste estudo foi analisar os efeitos dos fatores ambientais (temperatura, pluviosidade, umidade relativa, intensidade de luz e fotoperíodo) na atividade de vocalização de seis espécies simpátricas em uma área de Mata Atlântica do Rio de Janeiro. As espécies estudadas foram: *Adenomera marmorata*, *Eleutherodactylus parvus*, *Physalaemus signifer* (Leptodactylidae), *Hyla leucopygia*, *Scinax hayii* e *S. trapicheiroi* (Hylidae).

2. Material e Métodos

Este estudo foi realizado em uma área de mata secundária da Ilha Grande, município de Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro, onde foram realizadas amostragens mensais de outubro de 1998 até setembro de 2000. Foram estabelecidos três pontos de observação ao longo de 100m de um riacho. Para cada ponto foram feitos cinco minutos de observação, a cada hora, onde o número de vocalizações emitidas foi contabilizado para as seis espécies em um raio de 10m. As observações usualmente começavam às 0000h e terminavam às 2330h, cobrindo às 24 horas de observação por mês. Ao início de cada observação foram feitas medições para temperatura do ar, umidade relativa e intensidade de luz. Os dados referentes a pluviosidade mensal foram obtidos a partir de um pluviômetro do tipo "Tipping bucket" (T.P. Moulton, dados não publicados).

A atividade de vocalização foi analisada ao longo do dia e ao longo do ano a partir do somatório do número de vocalizações emitidas. A atividade diária foi relacionada à temperatura, umidade relativa do ar e intensidade de luz, e a atividade mensal com temperatura, pluviosidade acumulada dos últimos três dias e fotoperíodo através de regressões múltiplas.

3. Discussão e Resultados

Atividade Diária

Adenomera marmorata, *H. leucopygia*, *P. signifer* e *S. hayii* tiveram atividade noturna. A atividade de *E. parvus* esteve limitada ao nascer e ao por do sol, e *S. trapicheiroi* foi a única espécie que esteve ativa durante todo o dia, embora com menor intensidade durante a manhã e a tarde.

Temperatura, umidade relativa e intensidade de luz afetaram significativamente o número de vocalizações emitidas por *A. marmorata*, *H. leucopygia*, *S. hayii* e *S. trapicheiroi*. Após remover o efeito das outras variáveis, a intensidade de luz teve um efeito negativo significativo na relação com o número de vocalizações emitidas por *H. leucopygia*. A atividade diária de *E. parvus* não foi afetada por nenhum dos fatores ambientais analisados.

Atividade anual

Machos de Scinax trapicheiroi, P. signifer *e* H. leucopygia *vocalizaram durante todo o ano.* Eleutherodactylus parvus *e* S. hayii *também tiveram uma atividade ao longo do ano, mas esta foi maior entre os meses de setembro até janeiro.* Adenomera marmorata *foi a única espécie cuja atividade foi limitada a um determinado período, entre os meses de julho até dezembro. O número de vocalizações emitidas não foi significativamente relacionado com nenhuma das variáveis estudadas. Após remover o efeito das outras variáveis, somente a chuva teve um efeito significativo na atividade anual de* E. parvus.

4. Conclusões

Na Ilha Grande todos o anuros estudados tiveram atividade noturna, exceto *E. pavus*, que teve atividade crepuscular, tanto no amanhecer quanto no anoitecer. O por do sol parece ser o período de início da atividade para quase todos os anuros observados, sendo também o período de maior atividade. Apenas *S. trapicheiroi* e *H. leucopygia* tiveram picos de atividade após este peíodo.

A temperatura talvez seja o fator ambiental mais importante influenciando a atividade de anuros (Navas, 1996). E teve um efeito significativo na atividade dos anuros simpátricos *Hylodes phylodes* (Hatano *et al*., 2002) e *Proceratophrys appendiculata*

(Boquimpani *et al*., 2002), e na mesma população de *S. trapicheiroi* posteriormente estudada por Rico *et al*. (2002).

Outro fator importante na atividade de vocalização é a intensidade de luz (Bastos e Haddad, 1995; Fukuyama e Kusano, 1992; Boquimpani-Freitas *et* al., 2002; Hatano *et al*., 2002). Um dos seus efeitos seria a influencia no início e término da atividade de vocalização, como encontrado para *H. phyllodes* (Hatano *et al*., 2002). O número de vocalizações emitidas por *H. leucopygia* teve relação negativa, após a remoção dos outros fatores, com a intensidade de luz horária. E apesar de não ter sido encontrado uma relação significativa para as outras espécies estudadas, este fator pode ser um dos mais importantes na atividade dos anuros deste trabalho, pois a atividade das espécies foi maior nos períodos crepusculares e durante a noite.

A umidade relativa e a pluviosidade são importantes fatores que afetam a atividade de anuros noturnos (Cree, 1989) e diurnos (Hatano *et al.*, 2002). Mas nenhuma relação significativa foi encontrada entre a atividade das espécies estudadas e a umidade relativa. Junto com temperatura e intensidade de luz, a pluviosidade é um dos fatores mais importantes para atividade de vocalização de anuros, devido à biologia dos anfíbios. Apesar de ter sido significativo apenas para *E. parvus*, a chuva afetou também *S. trapicheiroi*. Foi observado durante os trabalhos de campo que ambas as espécies tiveram suas atividades aumentadas durante a chuva, o que pode explicar a atividade destas espécies registradas durante o dia. Rico *et al.* (2002) evidencia o efeito da chuva na atividade de canto de *S. trapicheiroi* em um estudo posterior na mesma área.

Eleutherodactylus parvus foi a única espécie que teve um padrão de atividade característico, pois sua atividade foi limitada aos períodos crepusculares. Além disso, *E. parvus* começa a vocalizar imediatamente quando começa a chover, independente do horário do dia, e cessa a atividade após o termino da chuva. Isto é reforçado pelas observações dos meses de setembro de 1999 e 2000, que apresentaram pluviosidades baixas. Mas choveu fortemente durante os dias das observações, e foram registrados *E. parvus* vocalizando praticamente durante todo o dia. O que indica um efeito imediato da chuva na atividade de *E. parvus*.

Na atividade horária, foi encontrado um efeito conjunto das variáveis no número de vocalizações emitidas por *A. marmorata*, *H. leucopygia*, *S. hayii* e *S. trapicheiroi*. Brooke *et al*. (2000) encontrou relações fracas entre fatores ambientais e a atividade de *Cophixalus ornatus*, e argumentou que talvez existam condições ambientais que aumentariam a atividade de *C. ornatus* em um determinado dia, mas que não existe fatores ambientais isolados que afetem a atividade de canto em uma escala diária. Isto talvez possa ser o mesmo para *A. marmorata*, *H. leucopygia*, *S. hayii* and *S. trapicheiroi* na Ilha Grande.

5. Referências Bibliográficas

Bastos, R. P; Haddad, C.F.B. (1995). Vocalizações e interações acústicas de *Hyla elegans* (ANURA, HYLIDAE) durante a atividade reprodutiva. Naturalia 20:165-176.

Boquimpani-Freitas, L.; Rocha, C. F. D.; Van Sluys, M. (2002). Ecology of the Horned Leaf-Frog, *Proceratophrys appendiculata* (Leptodactylidae), in an insular Atlantic Rainforest area of Southeastern Brazil. Journal of Herpetology 36: 318-322.

Brooke, P. N.; Alford, R. A.; Schwarzkopf, L. (2000). Environmental and Social Factors influence Chorusing Behaviour in a Tropical Frog: Examining various Temporal and Spatial Scales. Behavioural Ecology and Sociobiology 49:79-87.

Cree, A. (1989). Relationship between environmental conditions and nocturnal activity of the terrestrial frog, *Leiopelma archeyi*. Journal of Herpetology 23:61-68.

Donnelly, A. M.; Guyer, C. (1994). Patterns of reproduction and habitat use in na assemblage of Neotropical hylid frogs. Oecologia 98: 291-302.

Duellman, W. E.; Trueb, L. (1986). *Biology of Amphibians*. McGraw-Hill Book Company, New York.

Fukuyama, K.; Kusano, T. (1992). Factors affecting breeding activity in a stream-breeding frog, *Buergeria buergeri*. Journal of Herpetology 26: 88-91.

Hatano, F. H.; Rocha, C.F.D.; Van Sluys, M. (2002). Environmental factors affecting calling activity of a tropical diurnal frog (*Hylodes phyllodes*: Leptodactylidae). Journal of Herpetology 36: 314-318.

Navas, C. A. (1996). The effect of temperature on the vocal activity of tropical anurans: A comparison of high and low-elevetion species. Journal of Herpetology 30: 488-497.

Rico, M. (2002). Atividade de vocalização e reprodução de *Scinax trapicheiroi* (Anura, Hylidae) em um riacho da Mata Atlântica da Ilha Grande, RJ. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Whitier, J. M.; Crews, D. (1987). Seasonal reproduction: patterns and control. *In* D. O. Norris e R. E. Jones (Eds.), Hormones and Reproduction in Fishes, Amphibians and Reaptiles, pp. 385-409. Plenum Press, New York.

(Apoio: Bolsas de iniciação científica LBF - Pibic/Sr-2/UERJ e RVM -Pibic/UERJ e Pibic/CNPq; FAPERJ - Auxílio à pesquisa E26/172.383/2000); CNPq - Bolsas de produtividade à pesquisa para MVS - 302405/02-0 e CFDR300819/94-3; Centro de Estudos Ambientais e DesenvolvimentoSustentável -CEADS/Sr-2/ UERJ. RVM é bolsista de doutorado CNPq)

Efeito de Borda sobre uma Comunidade de Árvores na Mata Atlântica Fragmentada.

Rodrigues, P. J. F. P. [a]; Nascimento, M. T. [b]; Braga, J. M. A. [a]; Iguatemy, M. de A.[c]; Abreu, R. C. R. de [c].

[a] Pesquisador do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro (pablo@jbrj.gov.br).; [b] Professor da Universidade Estadual do Norte Fluminense; [c] Estagiário IC/ Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro/Graduação UniRio.

1.Introdução

A Mata Atlântica é um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo, restando cerca de 7,6 % de sua área original. Apresenta-se atualmente em fragmentos, os quais estão sujeitos a uma grande variedade de impactos (Morellato & Haddad, 2000). Dentre estes destacam-se os Efeitos de Borda que, em geral, impõem degradações funcionais e estruturais aos ecossistemas (Lovejoy *et al*., 1986; Saunders & Hobbs, 1991; Malcon, 1994; Murcia, 1995; Kapos *et al*. 1997).

Atualmente vários estudos analisam os Efeitos de Borda em florestas (Williams-Linera, 1990; Laurance *et al*. 1998; Bierregard *et al.* 1992). Contudo há indícios de que as respostas das comunidades podem ser muito heterogêneas. Tal heterogeneidade pode ser conferida não apenas pelo tipo de atividade humana desenvolvida na matriz, mas também pela natureza da cobertura florestal (intrinsecamente heterogênea) e sua capacidade de responder aos impactos. Fogo, pastoreio, corte seletivo são exemplos de impactos aos quais freqüentemente estão sujeitos os ambientes de borda florestal.

Na Reserva Biológica União os impactos locais relacionam-se principalmente ao corte seletivo, caça, plantios e implantação de Redes Elétricas (RE) e Gasodutos (GA). Com a criação de RE e GA são formados grandes corredores desmatados que possivel-

mente implementam uma série de efeitos relacionados aos Efeito de Borda neste importante remanescente. Assim sendo este trabalho avalia tais efeitos sobre a comunidade de árvores através de comparações entre sítios nas localidades RE e GA utilizando como controle sítios em interiores florestais (IN).

2. Métodos

A Reserva Biológica União está localizada 160 Km ao norte (adjacente a BR 101) da Cidade do Rio de Janeiro, Brasil (22º27'30"S e 42º 02'14"W). A vegetação local predominante é de Mata Atlântica com o dossel atingindo em média 17,9 (±8,9) metros em sítios bem preservados de interior e 12,7 (±7,6) metros em sítios de borda florestal. A riqueza total é alta com cerca de 208 espécies ha^{-1} (32 m^2 de área basal ha^{-1}) e 4,9 *nits* de diversidade total (Rodrigues *et al*., 2003, dados não publicados) O fragmento de Mata Atlântica da ReBio União, com cerca de 3121 ha bem preservados, é relativamente grande se comparado a outros do Sudeste Brasileiro.

Nas inferências acerca do Efeito de Borda sobre a comunidade foram utilizados sítios em bordas artificiais nas localidades RE (sítios RE1, RE2, RE3 e RE4) e GA (sítios GA1, GA2, GA3 e GA4). Interiores florestais (Localidade IN / sítios GPT, GLG, RERI e EC) a mais de 400 metros de qualquer borda e sem vestígio de perturbação recente foram utilizados como controle. Foram estabelecidas (em 2001) quatro parcelas permanentes de 20 x 50 metros (*vide* Kent & Coker, 1992) em cada localidade (RE, GA e IN), ou seja uma em cada sítio. Nestas, árvores (DAP=10cm) foram coletadas, identificadas e avaliadas quanto ao diâmetro e altura.

Para verificar a ocorrência do Efeito de Borda foram realizadas comparações entre as Localidades utilizando inicialmente os parâmetros Diversidade, Riqueza, Área Basal e Densidade calculados para cada sítio. Após isto foram agrupados nas Localidades e calculadas as respectivas médias (± dp). Foram também efetuadas *One-Way* ANOVAs (*vide* Zar, 1999) para testar as diferenças entre as Localidades.

Outras comparações estruturais entre as Localidades (IN, GA e RE) foram feitas utilizando as Estruturas Diamétricas do ano de 2001. Para estas foram calculadas as respectivas medianas, assimetrias e curtoses. Também foram realizadas comparações entre as composições florísticas de cada sítio. Utilizando uma matriz de presença/ausência foram calculados coeficientes de similaridade (distância Euclidiana simples) e posteriormente produzido um dendrograma utilizando a média de grupo (UPGMA) como método de agrupamento (*vide* Greig-Smith, 1983; Shepherd, 1995)

3. Resultados e Discussão

O interior florestal (IN) apresentou elevados valores médios de diversidade (3,6±0,05 *nits*/sítio) e área basal (2,27±0,24 m^2/sítio). Contudo, a diversidade de IN não diferiu significativamente do Gasoduto (GA) e da Rede Elétrica (RE). Por outro lado a grande área basal (AB) de IN foi semelhante apenas a RE diferindo de GA que teve AB menor. Em GA apenas os sítios com grande densidade (n>85 indivíduos) tiveram grande área basal, o que de certo modo aproximou GA de RE em relação a este parâmetro. IN apresentou a menor densidade média, 60,5±3,8 indivíduos/sítio, quando comparado as localidades RE e GA, com 84,0±14,4 e 80,25±18,0 respectivamente. Contudo estes dados não diferiram na análise estatística em $p<0.07$. É importante notar que os sítios de Borda tanto podem exibir um padrão de alta densidade ou baixa densidade, o que em certo aspecto aumenta os desvios padrão, prejudicando a sensibilidade das estatísticas aplicadas. A riqueza exibiu um padrão semelhante a densidade. Contudo neste, novamente não foi detectada diferença através da ANOVA utilizada, e mais uma vez as Bordas apresentaram desvios elevados. Em termos biológicos a maior homogeneidade de IN pode indicar que o Efeito de Borda local implementa tanto um aumento em densidade quanto reduções na biomassa de árvores em sítios de Borda, conforme já observado inclusive em outros trabalhos (Laurance *et al*. 1998)

Na comparação entre as estruturas diamétricas conforme esperado as Localidades apresentaram distribuições assimétricas tendendo para a direita com aspecto de J-reverso. Contudo, quando considerada a curtose nota-se que IN, com aspecto platicúrtico, difere de RE e GA que exibiram curvas leptocúrticas, desta forma aparentemente não diferindo entre si. Assim sendo, há fortes indícios de que as árvores de fato são menores e em maior densidade nas Bordas. Ou por outro lado, a densidade de árvores menores é maior nas bordas onde árvores grandes (ex. dap>40 cm) são menos freqüentes. Em IN por exemplo foram observadas 11 árvores com diâmetro superior a 60 cm enquanto em RE e GA houve apenas uma por localidade. Tais resultados podem, em parte, ser atribuídos a alterações nos processos sucessionais locais, tendo em vista os possíveis impactos recorrentes advindos do Efeito de Borda.

Ainda assim nos cerca de 1.2 ha estudados na Reserva Biológica União foram encontradas 261 espécies e uma alta diversidade (H'=4,9 *nits*), principalmente quando comparado a outros trechos de Mata Atlântica (*vide* Silva & Leitão-Filho 1982[H'=3,49 nats]; Baitello *et al*., 1992 [H'=4,1; Nastri *et al*., 1992 [H'=3,85]]; Guedes-Bruni *et al*. 1997 [H'=4,05]; Dislich *et al*,.,2001 [H'=3,04]). Destas 119 ocorreram no IN (42±2 espécies/sítio), 124 na RE (42,2±14) e 134 na GA (44,7±15). Na análise de agrupamento o dendrograma exibiu um padrão bastante semelhante ao já citado. Neste os sítios de IN permanecem agrupados enquanto dois grupos de Bordas compuseram as extremidades. Em uma das extremidades agruparam-se RE4, GA3 e GA4 que constituem sítios com grande densidade (n> 85 indivíduos) e alta riqueza (S'>55 espécies). Em outro extremo surgiram RE1, GA1, GA2, RE3 e RE2 que apresentaram, em geral, menor densidade (n<76, excetuando RE3 com 93 indivíduos). Contudo este último grupo teve sempre uma menor riqueza (S'<43 espécies). Em suma, no dendograma podem ser identificados 3 grupos (G) a saber; G1 (Bordas com n e S' altos), G2 (Interiores florestais) e G3 (Bordas com n e S' baixos). Em IN foi observada uma densidade muito menor de árvores mortas em pé o que talvez esteja relacionado com a maior estabilidade do Interior quando comparado às Bordas. Espécies como *Miconia cinnamomifolia* (DC.) Naudin, *M. lepidota* DC. e *Cupania emarginata* Cambess. ocorreram exclusivamente em Bordas e apresentaram um padrão recorrente de grande densidade. Isto sugere que o padrão de alta diversidade em bordas pode estar associado a ocorrência simultânea de espécies pioneiras e tardias nestas localidades. Considerando que o impacto local não excluiu das Bordas árvores tardias o cenário apresentaria uma mistura de elementos de distintos estágios sucessionais, podendo até mesmo haver um incremento nas riquezas e diversidades locais das Bordas. Tal fato é particularmente observado nos sítios GA3, GA4 e RE4. Além disto uma mata adjacente altamente diversa pode suprir de propágulos os sítios de borda. Desta forma mesmo que estes estejam sob o impacto do Efeito de Borda não seriam preferencialmente colonizados por espécies pioneiras, uma vez que a maior parte da comunidade local supostamente não é composta por tais espécies. Tais idéias concordam em parte com o proposto por Brokaw & Busing (2000) para clareiras onde o acaso assume grande importância na colonização. Dentre as espécies locais destacamos também *Vochysia angelica* M.C.Vianna *et* Fontella, descrita recentemente e *Abarema sp.nov.ined.*, ambas encontradas tanto em sítios de Borda quanto Interior, o que em certo aspecto confirma o padrão sugerido.

4. Conclusões

Em suma, há indícios de que os Efeitos de Borda sobre a riqueza e diversidade de árvores podem ser atenuados em locais ricos e com alta diversidade tais como a Reserva Biológica União. Contudo, é importante notar que as Bordas analisadas neste trabalho podem representar sistemas já tamponados. Assim sendo, mesmo que aparentemente o Efeito de Borda local não tenha degradado completamente o Fragmento, ainda assim não é possível prever as conseqüências deste a longo prazo.

5. Referências Bibliográficas

Baitello, J.B., Aguiar, O.T., Rocha, F.T., Pastore, J.A., Esteves, R., 1992. Florística e fitossociologia do estrato arbóreo de um trecho da Serra da Cantareira (Núcleo Pinheirinho)-SP. Revista do Instituto Florestal 4;291-297.

Bierregard, R. O., Lovejoy, T. E., Kapos, V., dos Santos, A. A., Hutchings, R. W., 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. BioScience 42(11); 859-866

Brokaw, N, Busing R.T., 2000. Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. Trens in Ecology and Evolution 15;183-188.

Dislich, R., Cersósimo, L., Mantovani, W., 2001. Análise da estrutura de fragmentos florestais no Planalto Paulistano-SP. Revista Brasileira de Botânica 24(3);321-332.

Guedes-Bruni, R.R., Pessoa, S.V.A., Kurtz, B.C., 1997. Composição florística e estrutura do componente arbustivo arbóreo de um trecho preservado de floresta montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima In: Lima, H.C., Guedes-Bruni, R.R., (eds.). *Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em Mata Atlântica*. Rio de janeiro, Jardim Botânico do Rio de janeiro. págs.127-146.

Silva, A.F., Leitão-Filho, H.F., 1982. Composição florística e estrutura fitossociológica de um trecho de Mata Atlântica de encosta no município de Ubatuba, São Paulo. Revista Brasileira de Botânica 5;43-52.

Shepherd, G.J. 1995. *FITOPAC 1. manual de usuário.* Departamento de Botânica, UNICAMP.

Kapos, V., Wandelli, E., Camargo, J. L., Ganade, G., 1997. Edge-Related Changes in Environment and Plant Responses Due to forest fragmentation in Central Amazonia. *In* Laurance, W. F., Bierregaard-Jr R. O., (eds.) *Tropical Forest Remnants*. Chicago: Chicago University Press, p. 33-44.

Kent, M. & Coker, P. 1992. Vegetation Description and Analysis A Practical Approach. Belhaven Press, London.

Laurance, W. F., Ferreira, L. V., Rankin de Merona, J. M. & Laurance, S. G., 1998. Rain Forest Fragmentation and the Dynamics of Amazonian Tree Communities. Ecology, 79(6); 2032-2040

Lovejoy, T. E., Bierregaard, Jr., R. O., Rylands, A. B., Malcon, J. R., Quintela, C. E., Harpe, L. H., Brown, Jr., K. S., Powell, A. H., Powell, G. V. N., Schubart, H. O. R., Hays, M. B., 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. *In* Soulé, M. E. (ed) *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity*. Sunderland : Sinauer Associates, p257-285.

Malcon, J. R.,1994. Edge effects in central amazonia forest fragments. *Ecology.* 75;2438-2445.

Morellato, L.P.C. & Haddad, C.F.B., 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. Biotropica 32(4b);786-792.

Murcia, C., 1995. Edge Effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends in Ecology and Evolution 10; 58-62.

Nastri, V.D.F., Catharino, E.L.M., Rossi, L., Barbosa, L.N., Pirré, E., Bedinelli, C., Asperti, L.L., Dorta, R.O., Costa, M.P., 1992. Estudos fitossociológicos em uma área do Instituto de Botânica de São Paulo utilizados em programas de educação ambiental. Revista do Instituto Florestal 4;219-225.

Saunders, D. A., Hobbs, R. J., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*. 5;18-32.

Williams-Linera, G., 1990. Vegetation Structure and Environmental Conditions of Forest Edges in Panama. Journal of Ecology 78; 356-373

Zar, J. H., 1999. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

Variação sazonal na composição de uma taxocenose de anfíbios anuros na Área de Influência da Usina Hidrelétrica Santa Clara, Bacia do Rio Mucuri, Estado de Minas Gerais.

Ronald R. Carvalho Jr.[1] & Conrado A. B. Galdino[2]

[1] Limiar Engenharia Ambiental (ronald@limiarambiental.com.br) [2] Pós graduação Universidade do Estado do Rio de Janeiro

1. Introdução

Aspectos da comunidade de anfíbios anuros, como composição e estruturação, têm sido, recentemente, alvo de diversos estudos (e.g. Nascimento, 1990; Pombal, 1997; Eterovick, 2000; Abrunhosa, 2001; Elias, 2003). Comumente, a diversidade de espécies das comunidades estudadas é relacionada às variáveis ambientais, sendo maior no período das chuvas (Pombal, 1997; Eterovick, 2000). Quando considerada a representatividade do estado de Minas Gerais, no que diz respeito à diversidade de espécies de anuros (Costa *et al.*, 1998) nota-se a carência de informações a este respeito. O potencial hidrelétrico do Estado atrai empreendedores deste setor, culminando na implantação de um elevado número de usinas hidrelétricas em ritmo constante. A construção dessas barragens pode ocasionar a descaracterização ambiental das áreas afetadas, resultando na diminuição de áreas propícias à ocorrência de anuros. A carência de estudos que englobam comunidades dificulta a interpretação dos resultados obtidos nos projetos de monitoramento de anfíbios desenvolvidos em função destes empreendimentos. Considera-se ainda que, em sua maioria, estes trabalhos consistem dados não publicados.

O presente estudo pretende avaliar a composição de uma taxocenose de anuros buscando responder as seguintes hipóteses (H_0): *i*)A composição de espécies de anuros não está relacionada à precipitação. *ii*) A atividade de vocalização das espécies não apresenta relação com os valores de precipitação. *iii*) A composição da taxocenose não é afetada pela distância do fator impactante.

2. Metodologia

O presente estudo foi desenvolvido no município de Nanuque, bacia do rio Mucuri, estado de Minas Gerais. As áreas estudadas encontram-se na Área de Influencia da Usina Hidrelétrica de Santa Clara (17º53'S, 40º11'W), inserida no domínio da Mata Atlântica. A fisonomia vegetal é atualmente composta por pequenos fragmentos florestais remanescentes em áreas de pastagens.

O trabalho de campo foi realizado trimestralmente entre os meses de março de 2002 a maio de 2003, totalizando cinco amostragens e esforço de 420 horas. Foram selecionados nove pontos distintos de coleta de dados inseridos na área de abrangência do empreendimento. Os pontos foram visitados pelo menos uma vez durante um período de sete dias consecutivos a cada campanha. As observações foram realizadas durante o período diurno e após o ocaso, com o auxílio de lanterna manual. Para as análises de ocorrência de espécies foram considerados apenas os registros diretos, por visualização ou zoofonia. Foram registrados os seguintes dados a cada campanha: espécies presentes, espécies em atividade acústica, tipo de formação vegetacional, altitude (tomada com auxílio de aparelho GPS Garmim Plus II), característica do corpo d'água e a

distância em linha reta do fator impactante (DFI - definido como via secundária, rodovia federal e residência/benfeitoria rural), de cada ponto amostral. Os valores de precipitação pluviométrica mensal, assim como os dias de chuva por mês foram obtidos junto a Estação Meteorológica da Destilaria de Álcool de Nanuque S/A (ALCANA). Para avaliar os efeitos da precipitação sobre a composição da comunidade de anuros, as amostragens foram ordenadas por espécies em duas dimensões, através de MDS. Os valores do eixo 01 da ordenação foram relacionados com a precipitação através da Correlação de Pearson. Os efeitos da precipitação sobre a atividade de vocalização das espécies foram relacionados também através da Correlação de Pearson. Os pontos de amostragem foram ordenados por espécies em duas dimensões, através de MDS. A influência do fator impactante na composição de espécies foi analisada através de Regressões Lineares Simples entre o eixo 01 da ordenação, a DFI e a altitude, respectivamente.

3. Resultados e Discussões

Quinze espécies compõem a taxocenose de anuros nos nove pontos selecionados inseridos na Área de Influência da Usina Hidrelétrica de Santa Clara, quais sejam *Bufo paracnemis, Hyla anceps, H. branneri, H. crepitans, H. elegans, H. faber, H. minuta, H. semilineata, Scinax fuscovarius, Leptodactylus fuscus, L. ocellatus, Physalaemus fuscomaculatus, Pseudis bolbodactyla, Scinax* gr. *Ruber* e *Sphaenorrynchus prasinus.* Destacam-se algumas espécies, como *Hyla anceps, H. semilineata, Scinax* gr. *ruber* e *Sphaenorrynchus prasinus*, que possuem ocorrência mais pontual na área e requerem recursos mais especializados, sendo relacionadas na literatura às regiões mais costeiras. As demais consistem, em sua grande maioria, espécies de hábitos generalistas que podem ser encontradas em ambientes degradados (como áreas de pastagens por exemplo), sendo favorecidas pela supressão da vegetação original. A simplificação de comunidades e a homogeinização através de espécies oportunistas, em reposição às espécies endêmicas e especialistas, deve ser considerada como uma das causas do declínio de biomas e biotas (Woodruff, 2001).

A composição da taxocenose estudada varia ao longo do tempo, tendo sido observado um aumento na atividade entre os meses de agosto e setembro, que correspondem à transição entre a estiagem e o período das águas. A falta de relação encontrada entre o eixo 01 da ordenação e a precipitação pluviométrica mensal (R_p = -0,56, P= 0,326) pode ser relacionada ao clima da região, na qual são registradas chuvas em quase todos os meses do ano, numa alternância de valores de índices mensais. Da mesma forma, não foi encontrada relação entre os valores da precipitação e a atividade de vocalização das espécies (R_p = -0,50, P= 0,38), o que foi igualmente atribuído ao clima. Sugere-se que os efeitos da precipitação estejam influenciando as alterações de composição e atividade de espécies, considerando-se o número de dias chuvosos por mês, que apresentou variações entre um mês e outro. Os efeitos das chuvas são considerados como os principais fatores determinando a atividade reprodutiva de espécies de anuros (Pombal, 1997) que, por sua vez, determinam o padrão de ocorrência das populações na taxocenose. Associa-se a estes fatos as próprias características das espécies, que apresentaram grande plasticidade na ocupação dos ambientes durante o período estudado.

Os pontos A, B e D que correspondem a áreas abertas com corpo d'água lêntico e de grande extensão, localizados próximos a vias de acesso secundárias, bem como os pontos E e F, que consistem poças de menor extensão, água parada e margens muito vegetadas, foram separados em dois grupos distintos. Os pontos C, G e I permaneceram separados dos grupos anteriores não constituindo grupo específico. A DFI e a altitude não afetaram significativamente a composição de espécies da taxocenose ($F_{1,6}$ = 0,019, r^2 = 0,003, p = 0,90 e $F_{1,6}$ = 0,088, r^2 = 0,014, P = 0,77 respectivamente), fatores que podem ser relacionados às pequenas variações nos valores de altitude, à homogeneização da anurofauna local e à alta incidência de espécies generalistas, como anteriormente citado.

4- Conclusões

A taxocenose de anuros da Área de Influência da Usina Hidrelétrica de Santa Clara é composta em sua grande maioria por espécies generalistas. A composição de espécies e a atividade acústica mudam ao longo do período amostrado, podendo esta variação estar relacionada ao regime das chuvas, como é esperado para comunidades de anuros tropicais. A distância do fator impactante (DFI) não interferiu na composição de espécies, o que foi relacionado a homogeneização da anurofauna local.

5. Referências Bibliográficas

Abrunhosa, P. A. 2001. *Partilha de recursos associados a reprodução de uma comunidade de anfíbios anuros em uma poça temporária do sudeste do Brasil.* Dissertação de mestrado (zoologia). Universidade Federal do Rio de Janeiro - Museu Nacional. Rio de Janeiro, RJ. 87p.

Costa, C. M. R.; Herrman, G.; Martins, C. S.; Lins, L. V. e Lamas, I. R. – Organizadores. 1998. *Biodiversidade em Minas Gerais – Um Atlas Para Sua Conservação*. Fundação Biodiversitas. Belo Horizonte. 94 p.

Elias, B. C. A. 2003. *Distribuição sazonal e espacial de uma comunidade de anfíbios anuros associada a uma lagoa temporária no distrito da Lapinha, Lagoa Santa - MG*. Dissertação de mestrado (zoologia). Universidade Federal do Rio de Janeiro - Museu Nacional. Rio de Janeiro, RJ. 224p.

Eterovick, P. C.; Sazima, I. 2000. Structure of an anuran community in a mountain middle Southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat and predation. *Amphibia-Reptilia*. v. 21, n. 4, p. 439-461.

Nascimento, L. B. 1990. *Bioecologia de anfíbios anuros no Parque das Mangabeiras (Belo Horizonte MG).* Dissertação de mestrado (zoologia). Universidade Federal do Rio de Janeiro - Museu Nacional. Rio de Janeiro, RJ. 204p.

Pombal Jr., J. P. 1997. Distribuição espacial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra da Paranapiacaba, Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*. v. 57, n. 4, p. 583-594.

Woodruff, D. S. 2001. *Declines of biomes and biotas and the future of evolution*. PNAS, 98(10): 5471-5476.

(CABG: Recebe bolsa de doutoramento CAPES

RRCJr: Agradece à Companhia Energética Santa Clara - pela permissão de publicação dos dados e financiamento do Projeto; à Limiar Engenharia Ambiental - empresa responsável pelo desenvolvimento do Projeto; ao IBAMA - pela emissão das Licenças de Captura e Transporte de Fauna Silvestre; à Destilaria de Álcool de Nanuque S/A pela concessão dos dados climatológicos).

Influência do tamanho do fragmento florestal na polinização de *Cabralea canjerana* ssp. *canjerana* (Meliaceae) em uma área de mata Atlântica no sul de Minas Gerais.

Roselaini Mendes do Carmo[1] & Edivani Villaron Franceschinelli[2]

[1]E-mail: carmo@icb.ufmg.br

[1,2]Departamento de Botânica- ICB/Universidade Federal de Minas

1. Introdução

A fragmentação de habitats é uma das mais claras formas de degradação ambiental e é considerada a maior ameaça para a biodiversidade terrestre (Rathcke & Jules, 1993), pois resulta em

populações divididas (pequenas) que são mais propensas a sofrerem tensões genéticas e/ou ambientais que podem levar a extinção de espécies (Soulé, 1987). Também as relações entre as espécies podem ser alteradas, podendo haver rompimento de antigas e estabelecimento de novas interações (Lovejoy, 1980). A interação polinizador-planta pode ser fortemente afetada pela fragmentação devido à mudanças na abundância e diversidade de visitantes florais e também na densidade das flores e na distribuição espacial de plantas sexualmente compatíveis (Aizen & Feinsinger 1994, Murcia, 1996). Uma deficiência no sistema polinizador-planta consequentemente causará uma diminuição na fertilidade da planta já que a quantidade de pólen que chega nos estigmas pode determinar a taxa de aborto de frutos e produção de sementes (Murcia, 1996).

Cabralea canjerana é uma planta dióica que é polinizada por mariposas e está presente em vários fragmentos florestais da APA Fernão Dias, sul de Minas Gerais. Em estudo realizado nestes fragmentos, constatou-se que as plantas de *C. canjerana* presentes em três fragmentos pequenos apresentam, em média, menor produção de frutos e semente que aquelas presentes em três pontos de um fragmento grande (Carmo e Franceschinelli, 2002).

Este trabalho teve como objetivos: 1) verificar se a eficiência dos visitantes florais em depositar pólen nos estigmas de flores de *C. canjerana* está relacionada com o tamanho do fragmento florestal em que as plantas se encontram e 2) verificar se a baixa fertilidade das plantas de *C. canjerana* nos fragmentos pequenos está relacionada a uma menor eficiência dos visitantes em depositar pólen nos estigmas.

2. Métodos

Os dados foram coletados em outubro de 2002 em fragmentos florestais de Mata Atlântica pertencentes a APA Fernão Dias, localizada no sul de Minas Gerais. Foram utilizados três pontos de um fragmento grande que mede 2.980,44 hectares e três fragmentos menores, medindo 7,02; 43,92 e 122,76 hectares. Estas áreas foram as mesmas utilizadas no estudo sobre fertilidade de *C. canjerana*.

Em cada área foram coletadas 100 flores (dez em cada planta) que foram conservadas em FAA. Foram preparadas lâminas com os estigmas dessas flores (conforme metodologia de Dafni, 1986) para serem observadas ao microscópio ótico e contados os grãos de pólen em cada um deles.

A eficiência dos visitantes florais em depositar grãos de pólen nos estigmas das flores femininas foi estimada através da contagem do número de grãos aderidos aos estigmas.

Foram feitos testes de correlação de Spearman para verificar se existe correlação entre a eficiência na deposição de pólen e o tamanho do fragmento e entre a fertilidade das plantas.

3. Resultados e discussão

Houve uma grande variação no número de grãos de pólen depositados nos estigmas em todas as áreas amostradas, podendo haver em uma única área estigmas sem nenhum grão aderidos e estigmas com mais de 400 grãos. A média do número de grãos de pólen aderidos aos estigmas não foi significativamente diferente entre as áreas, não sendo verificado, assim, nenhuma correlação entre a média de grãos de pólen depositados nos estigmas e o tamanho da área ($rs = -0,486$; $p > 0,05$). Este parâmetro também não apresentou correlação com a quantidade de sementes produzidas.

Considerando que cada flor possui 10 óvulos a serem fecundados, cada estigma deveria receber, no mínimo, 10 grãos de pólen para que houvesse uma produção satisfatória de sementes. Em todas as áreas houve estigmas com menos de 10 grãos aderidos que é insuficiente para fecundar todos os óvulos. No entanto, o número de estigmas com menos de 10 grãos aderidos apresentou uma correlação negativa com o tamanho da área ($rs = -0,829$; $p<0,05$), ou seja, quanto menor a área maior o número de estigma com menos de 10 grãos de pólen aderidos.

A média do número de sementes produzidas por fruto também está negativamente correlacionada com o número de estigmas com menos de 10 grãos aderidos ($-0,943$; $p<0,01$), demostrando que nas áreas grandes, onde há menor quantidade de estigmas com um número insuficiente de grãos de pólen, existe uma maior produção de sementes.

Provavelmente, para que haja produção de 10 sementes em um fruto de *C. canjerana* é necessário que o estigma da flor receba mais de 10 grãos de pólen, já que existem grãos inviáveis que não chegariam a fecundar o óvulo. Além disso, também existem grãos viáveis mas pouco vigorosos que mesmo se fecundassem os óvulos produziriam sementes inviáveis. Segundo Snow & Spira (1991), grãos de pólen pouco vigorosos não chegam a fecundar os óvulos se houver no estigma grãos com maior vigor. No entanto, neste trabalho, foram considerados estigmas com menos de 10 grãos devido a ausência de dados que demostre o número ideal de grãos de pólen necessários para a produção total de frutos.

Os fatores determinantes do número de sementes produzidas pela planta são, principalmente, a limitação de recursos e limitação de pólen (Burd, 1994). Estes dados sugerem que a limitação de pólen pode ser uma das causas da baixa produção de sementes de *C. canjerana* em fragmentos menores. Segundo Jennersten (1988), a limitação de pólen é resultado da redução de visitas do polinizador. Esta redução se deve ao fato de que os fragmentos pequenos são menos atrativos para os visitantes florais por conter menor quantidade de recursos (Oostermeijer et al. 1998). Também, o comportamento do polinizador pode levar a limitação de pólen em ambientes fragmentados. Isto porque a fragmentação promove mudanças na guilda de polinizadores, podendo haver dominância de espécies que apesar de realizarem grande número de visitas às flores, possuem menor capacidade de dispersão de pólen (Feinsinger, 1983; Murcia, 1990; Murcia, 1996).

A influência negativa da fragmentação florestal na reprodução de plantas tem sido demostrada também em outras espécies, como por exiemplo em *Dombeya acutangula* (Gigord et al. 1999), onde foi encontrada uma correlação entre a produção de sementes por plantas e o tamanho do fragmento.

A produção de frutos não está correlacionada nem à média de grãos depositados nos estigmas e nem ao número de estigmas com menos de 10 grãos aderidos. Portanto, a maior produção de frutos observada nas áreas grandes pode estar relacionadas a outros fatores como o tamanho das plantas, já que em fragmentos pequenos as plantas são menores (Carmo e Franceschinelli, 2002). O tamanho das plantas também pode estar relacionado a fragmentação devido a limitação de recursos e água que pode ocorrer em fragmentos florestais pequenos (Menges, 1995).

Fatores genéticos também podem ter influência na variação da produção de frutos entre as áreas, pois foi verificado elevados índices de endogamia nos fragmentos menores (Carmo e Franceschinelli, dados não publicados), diminuindo consequentemente a fertilidade das plantas nestes fragmentos.

4. Conclusão

O tamanho do fragmento florestal tem influência na reprodução sexuada de *C. canjerana*. Em fragmentos menores existe menor eficiência na deposição de pólen por parte dos visitantes florais, o que leva a uma menor produção de sementes. A produção de frutos pode estar sendo também afetada, mas provavelmente não por deficiência na polinização, porém por outros fatores ligados fragmentação.

5. Bibliografia
Aizen, M. A.. and Feinsinger, P., 1994a. Habitat fragmentation, natives insect pollinators and and feral honey bee in Argentine 'Chaco Serrano'. Ecol. Appl. 4: 378-392.
Aizen, M. A.. and Feinsinger, P., 1994b. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a chaco dry foresta, Argentina. Ecology 75: 330-351.
Burd, M. 1994. Bateman's principle and plant reproduction: the role of pollen limitation in fruit and seed set. Bot. Rev. 60:83-139.
Carmo, R. M. & Franceschinelli, E. V. 2002. The effect of forest fragmentation on the fertility of *Cabralea canjerana* (Meliaceae). Abstracts of 45th Symposium of the International Association for Vegetation Science. P. 46. Porto Alegre, UFRGS.
Dafni, A. 1992. Pollination Ecology – a practical approach – Oxford: Oxford University Press.
Feinsinger, P. 1983. Coevolution and pollination. In: Coevolution. Futuyma, D. and Slatkin, M. (Eds), pp. 282-311. Boston, MA: Sinauer.
Gigord, L., Picot, F. & Shykoff, J.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on *Dombeya acutangula* (Sterculiaceae), a native tree on La Réunion (Indian Ocean). Biological Conservation 88: 43-35.
Jennersten, O. 1988. Pollination in *Dianthus deltoides* (Caryophyllaceae): effectis of habitat fragmentation on visitation and seed set. Conservation Biology 2(4): 359-365.
Lovejoy, T. E. 1980. Discontinuous wilderness: minimum areas for conservation. Parks. 5(2): 5-13.
Menges, E. S. 1995. Factors limiting fecundity and germination in small populations of Silene regia (Caryophyllaceae), a rare hummingbird-pollinated prairie forb. American Mikland Naturalist 133: 242-255.
Murcia, C. 1990. Effect of floral morphology on pollen receipt and removal in *Ipomoea trichocarpa*. Ecology 71: 1098-1109.
Murcia, C. 1996. Forest fragmentation and the pollination of neotropical plants. In: Schelhas, J., Greenberg, R. (Eds.) Forest Patches in tropical landscapes. Washington, D.C. – Island Press. Pp. 19-37.
Oostermeijer, J. G. B., Luijten, S. H., Krenová, Z. V. & Den Nijs, H. C. M. 1998. Relationships between population and habitat characetristics and reproduction of the rare *Gentiana pneumonanthe* L. Conservation Biology 12 (5): 1042-1053.
Rathcke, B. J.& Jules E. S. 1993. Habitat fragmentation and planta pollinator interactions. Current Science. 65 (3): 273-277.
Snow, A. A., Spira, T. P. 1991. Polen vigor and the potential for sexual selection in animal-pollinated plants: consequences for reproductive success – In Wyatt, R. (Ed): Ecology and evolution of lant reproduction – New approaches, pp. 1-24. New york: Chapman & Hall.

Medidas da condição física de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*) reintroduzidos em fragmentos de diferentes tamanhos da Mata Atlântica

Ruiz-Miranda, C.R.[1] Amorim, A.P.S.[2], Bonadiman, S. F.[3], Beck, B.B.[4] & Martins, A F.[5]
[1]Carlos Ramon Ruiz-Miranda:Professor Associado-Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro/Centro de Biociências e Biotecnologia/Laboratório de Ciências Ambientais, e-mail: cruiz@uenf.br; [2]Ana Paula da Silva Amorim: Bolsista de Apoio Técnico-FAPERJ/UENF; [3]Sérgio Fernandes Bonadiman, graduação em Medicina Veterinária-UENF; [4]Benjamin Ben Beck, National Zoological Park, Smithsonian Institution; [5] Andréia Fonseca Martins, Associação Mico-Leão-Dourado.

1-Introdução

A contínua fragmentação das florestas tropicais tem trazido enormes prejuízos à fauna e flora brasileiras, causando não só a redução do hábitat como também o isolamento biológico das espécies. A sobrevivência das populações de primatas está sob significativa ameaça (Mittermeier and Cheney,1987), pois 90% de suas espécies ocupam regiões tropicais e têm a floresta como fonte de recurso (Mittermeier, 1991). Dentro destas espécies está o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), primata endêmico da Mata Atlântica de baixada do Estado do Rio de Janeiro, atualmente classificado como espécie em perigo.

O programa de reintrodução do mico-leão-dourado tem sido um componente importante tanto para o programa de conservação desta espécie (Beck *et al*., 2002) quanto para o surgimento de novas áreas de proteção ambiental. A criação de 15 Reservas Particulares de Patrimônio Natural (RPPN), em fazendas ao redor da Rebio Poço das Antas (RPDA), representa um aumento de 50% na área disponível para reintrodução dos animais (AMLD, 2002). Estas fazendas são compostas por fragmentos de diferentes tamanhos. Alguns estudos têm verificado o efeito da fragmentação sobre a comunidade de mamíferos (Chiarello, 1999; Ruth, 2000), abordando a densidade, o tamanho da população (Chiarello, 2000), a demografia e a organização social dos animais (Blandon et al., 2002).

O monitoramento e formação de banco de dados permite uma avaliação da condição física dos animais como determinante para sua sobrevivência e sucesso no programa de conservação da espécie. Através deste monitoramento podemos avaliar indiretamente a qualidade do habitat e adaptabilidade dos animais reintroduzidos.

Nosso objetivo neste trabalho é avaliar a condição física dos animais reintroduzidos em fragmentos de diferentes tamanhos, comparando parâmetros (peso, comprimento da tíbia, presença de ectoparasitas e condição dentária) relacionados direta ou indiretamente à condição física dos animais.

2-Materiais e Métodos

Este estudo foi feito com base nos dados obtidos entre 1989 e 1999 durante monitoramento dos micos da Rebio Poço das Antas (RPDA) e das fazendas no município de Silva Jardim, Rio de Janeiro (22°30'33" S, 42°1519" O). Os fragmentos foram escolhidos com base na média de área utilizada pelo grupo, 40 ha. (Dietz et al, 1997). O maior deles, com 5.500 ha., pertence a RPDA, o da Fazenda Rio Vermelho (FRV) possui 1.000 ha. e os demais foram agrupados em fragmentos menores de 40 ha. (de 8 a 32,5 ha.) e maiores de 40 ha. (de 41,8 a 563 ha.). Considerações sobre a amostra de RPDA devem ser levadas em conta, já que a reintrodução foi feita em uma área isolada da reserva e os micos não receberam suplementação alimentar como os outros grupos do Programa de

Reintrodução do Mico-Leão-Dourado.

A amostra utilizada para análise foi composta de 147 animais adultos (= 18 meses) reintroduzidos, entre machos e fêmeas, excluindo as gestantes. Desse total 25 pertencem a RPDA, 33 a FRV, 22 aos fragmentos maiores de 40 ha. e 67 aos menores de 40 ha.

Os animais foram capturados utilizando armadilhas do modelo Tomahawk dispostas em plataformas a 1,5m de altura no interior da floresta. Após a captura cada animal era levado para o laboratório de campo para serem anestesiados. Constatada a sedação o animal era então pesado, identificado por marcação na cauda, tatuado e tinha os dados biométricos coletados. Dados de peso (g) foram obtidos em balança digital. e o comprimento da tíbia (mm) foi aferido com paquímetro. A carga parasitária foi avaliada apenas pela presença ou ausência de ectoparasitas. A condição dentária foi avaliada em três categorias (bom, regular e pobre), de acordo com a observação de dentes quebrados, cáries, descoloração e desgaste do esmalte. As categorias para condição dentária foram as seguintes: (i) estão contidos na categoria bom (B) aqueles que não apresentaram dentes quebrados ou cáries e nehuma ou uma leve descoloração ou desgaste do esmalte; (ii) regular (R) os que não apresentaram dentes quebrados e considerações significantes sobre a descoloração, desgaste do esmalte ou presença de cáries; (iii) dentes quebrados com presença de cáries ou alterações no esmalte e descolorados foram classificados como pobre (P).

A análise estatística para ectoparasitas e condição dentária foi feita pelo teste de Chi-quadrado e para peso e comprimento da tíbia por ANOVA com correção de Bonferroni/Dunn e testes de comparações post-hoc.

3-Resultados

Os resultados obtidos demonstraram haver associação significativa entre tamanho do fragmento e presença de parasitas (x^2 =10.1, df=3 e p=0.02). Os fragmentos menores e maiores de 40 ha. apresentaram maior incidência de animais parasitados, sendo 18,19 % nos menores e 19,4 % nos maiores, do que os fragmentos da RPDA e FRV, que apresentaram 4 % e 0 % respectivamente. Na análise da condição dentária, não foi encontrada associação entre o tamanho do fragmento e a qualidade odontológica dos indivíduos (x^2 =5.7, df=6 e p=0.46). O peso mostrou diferenças significativas entre os fragmentos (F=28.3, df=3,142 e p=0.0001). A média do peso dos micos-leões-dourados da RPDA (529,21 ±44 g) diferiu de todos os outros fragmentos, o mesmo ocorrendo com os animais da FRV (645,42 ±41,44 g). Não houve diferença entre as médias de peso dos fragmentos menores e maiores de 40 ha. (617,45 ±65,01 g) e (623,69 ±50,01 g). A média de comprimento da tíbia não apresentou diferença significativa entre a FRV (88,84 ±3,48 mm) e os fragmentos menores de 40 ha. (88,25 ±2,99 mm) e os maiores de 40 ha. (87,51 ±3,13 mm). Apenas a RPDA (83,06 ±2,22 mm) apresentou média significativamente diferente de todos os outros fragmentos (F=13.2, df=3.124 e p=0.0001).

4-Conclusão

Nos fragmentos menores houve uma maior incidência de animais com ectoparasitas. Duas hipóteses poderiam explicar este resultado: (1) maior ocorrência de parasitas em fragmentos maiores, devido a maior densidade populacional ocasionando um maior contato com parasitas; (2) que os mecanismos sociais de controle de ectoparasitas (catação) têm menor ocorrência ou efetividade.

O tamanho do fragmento não determinou diferenças na condição dentária dos micos-leões-dourados reintroduzidos. A condição dentária reflete o estado nutricional do animal. A proporção de micos com dentição pobre (10-18%), e portanto, estado nutricional comprometido, é semelhante entre os fragmentos, sugerindo que estes têm qualidade semelhante ou que a suplementação alimentar oferecida fora da RPDA compensa deficiências nutricionais. A qualificação da proporção de animais com dentes pobres é difícl pois não existe um padrão para comparação. Aparentemente, a oferta de recursos nutricionais nestes fragmentos não afeta a dentição dos animais.

Houve diferença significativa entre os fragmentos quanto a média de peso. Os fragmentos menores apresentaram indivíduos com menores medidas corporais, sugerindo que a oferta de alimento é menor nestes fragmentos. Apesar de ser um fragmento maior, as menores medidas foram observadas em RPDA onde os micos foram submetidos à diferente manejo pós-solta, que exclui a suplementação alimentar. Estes dados de animais reintroduzidos na RPDA devem ser comparados com os de animais silvestres das outras áreas da reserva.

Os dados resultantes deste trabalho aliados a futuras pesquisas de qualidade do habitat serão fundamentais para o aprimoramento dos métodos de manejo de animais reintroduzidos e conservação do mico-leão-dourado.

5-Referência Bibliográfica

Associação Mico-leão-dourado (AMLD). 2002. *Relatório Bianual da Associação Mico-leão-dourado* 2000-2002.

Beck, B. B., Castro, M. I., Stoinski, T. S. and Ballou, J. D. 2002. The effects of prerelease enviroments and postrelease management on survivorship in reintroduced golden lion tamarins. In: Lion Tamarins: *Biology and Conservation*. Smithsonian Institute.

Blandon, R. V., Dickman, C. R., Hume, I. D. 2002. Effects of Habitat fragmentation on the demography, movements and social organization of the eastern pygmy-possum (Cercatetus nanus) in northern New South Wales. *Wildlife Research*. 29(1): 105-116.

Chiarello, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89, 71-82.

Chiarello, A. G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology*, 14 (6): 1649-1657.

Dietz, J. M., Peres, C. A. and Pinder, L. 1997. Foraging ecology and use of space in wild golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology*, 41: 289-305.

Mittermeier, R. A., Cheney, D. L. 1987. Conservation of Primates and their Habitats. *In:* Smuts, B. B., Cheney, D. L., Seyfarth, R. M., Wrangham, R. W., Struhsaker, T. T. *Primates Societies*. Chicago: University of Chicago Press, pp. 477-490.

Mittermeier, R. A..1991. Hunting and its effect on wild primate populations in Suriname, in: *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. J G. Robinson and K. H. Reford, eds., University of Chicago Press, Chicago, IL, pp. 93-110.

Ruth, K. L. 2000. Effects of habitat disturbance and protected areas on mammals of peninsular Malasia. *Conservation Biology*, 14 (6): 1639-1648.

Distribuição de galhas entomógenas foliares em *Miconia Prasina* Sw. (DC.) (Melastomataceae)

Sabrina Cristo Lima da Silva[a], *Anderson Geyson Alves-Araújo*[b] & *Jarcilene S. Almeida-Cortez*[c]

[a]*Pós-graduação em Biologia Vegetal-UFPE (sacristo@bol.com.br),*

[b]*Bolsista PIBIC/CNPq/UFPE*

[c]*Professora Adjunto do Departamento de Botânica, CCB/UFPE*

1. Introdução

Uma galha é essencialmente o produto de uma associação interespecífica entre a planta e outro organismo, caracterizada por crescimento anormal de tecidos vegetais (Fernandes *et al*., 1998).

Todos os órgãos da planta como raiz, caule, folha, flor e fruto podem desenvolver galhas, embora a folha represente o órgão mais comumente afetado (Mani, 1964).

As galhas ou cecídias são induzidas por uma ampla variedade de organismos. Os insetos, destacando-se entre eles os das ordens Coleoptera, Tysanoptera, Hemiptera, Homoptera, Hymenoptera, Diptera e Lepidoptera, são os mais importantes organismos formadores de galhas (Mani, 1964; Rohfritsch & Shorthouse, 1982). Os insetos adaptados à formação de galhas encontram no interior dos tecidos vegetais, onde se desenvolvem, alimento abundante, abrigo contra inimigos naturais e local propício à sua reprodução. Em contrapartida, a intensidade de seus ataques pode causar a morte das plantas atingidas ou diminuir-lhes à produção de frutos e sementes, atuando como pressão seletiva indutora de modificações adaptativas nas plantas hospedeiras (Fernandes & Martins 1985).

Em décadas passadas vários estudos foram realizados sobre a distribuição de insetos formadores de galhas ao longo de gradientes de latitude, altitude, temperatura e umidade (Fernandes & Price, 1988, Lara & Fernandes, 1996). O ponto máximo de riqueza de espécies tem sido encontrado em zonas baixas e secas com vegetação esclerófila (Lara & Fernandes, 1996). Entretanto, os trabalhos sobre insetos galhadores são raros para a região neotropical, apesar da aparente abundância e diversidade destes organismos (Fernandes & Martins, 1985). Em áreas de floresta atlântica do nordeste brasileiro os estudos sobre galhas são quase inexistentes.

A família Melastomataceae se encontra entre as mais representativas da flora neotropical. *Miconia* é o maior gênero, com aproximadamente 1000 espécies distribuídas ao longo da América tropical e especialmente concentradas nos Andes (Martins *et al.*, 1996). No Brasil, o gênero está representado por cerca de 250 espécies. *Miconia prasina* (Sw.) DC. é uma espécie pioneira.

O presente estudo aborda as seguintes questões sobre a distribuição de galhas entomógenas foliares em *Miconia prasina*: a) Existe uma relação entre abundância de galhas e tamanho da planta hospedeira? b) Há preferência do local de oviposição pelo galhador?

2. Metodologia

2.1 Área de estudo

Os estudos de campo foram realizados entre setembro de 2001 e junho de 2002, no Refúgio Charles Darwin, localizado a 3,5km do município de Igarassu, litoral norte de Pernambuco (latitude 07°48'37" e 07°49'27" S e longitude 34°27'25"e 34°56'52" W). Este fragmento tem 60 ha sendo formado por uma vegetação típica da Zona da Mata, formação florestal perenifólia latifoliada higrófila costeira, com um dossel arbóreo de porte variando entre 8 e 15 m de altura. O clima é do tipo Am's segundo Koeppen com transição para o tipo As. A temperatura média anual é de 27 °C, com umidade relativa do ar em torno de 80 % (Andrade-Lima, 1960).

2.2 Procedimentos

Foram marcados aleatoriamente sessenta arbustos e medidos a altura dos mesmos. Destes, 49 indivíduos com altura entre 1 e 2 metros tiveram registrados o número total de folhas, o número de galhas por planta e a frequência dos tipos de galhas morfologicamente distintos em dois censos: estação seca (outubro de 2001 a janeiro de 2002) e estação chuvosa (abril a junho de 2002). A altura das plantas amostradas foi tomada como medida indireta da quantidade de recurso (brotos foliares para oviposição) disponível ao galhador.

Dos demais arbustos de *Miconia prasina* foram coletadas galhas para descrições sobre forma, coloração e localização na folha dos diferentes tipos de galhas entomógenas. Amostras de cada tipo foram levadas ao laboratório a fim de serem dissecadas e fotografadas sob estereomicroscópio. Nas folhas de *Miconia prasina* levadas ao laboratório também foram quantificadas as galhas ocorrentes nas epidermes abaxial e adaxial.

Para análise dos dados, utilizou-se teste de correlação de Spearman e teste G (Zar, 1984). As análises estatísticas foram realizadas através do programa BioEstat, versão 2.0.

3. Resultados

3.1 Morfologia das galhas

Em *Miconia prasina* foram encontrados quatro tipos de galhas entomógenas foliares. As galhas apresentaram-se verdes, com uma única loja ou câmara larval, e formas esféricas, elípticas, peciolares e fusiformes. Mesmo após a eclosão do galhador, as galhas permanecem aderidas ao ramo, sofrendo um processo gradual de dessecamento, assumindo uma aparência esclerotizada. Foi bastante comum encontrar galhas remanescentes de gerações passadas e galhas em diferentes fases de desenvolvimento em uma mesma planta, num mesmo ramo e até numa mesma folha.

O inseto indutor da galha esférica pertence a ordem Diptera, com gênero e espécie ainda não identificados. O inseto causador da galha peciolar é um Coleóptero da família Curculionidae, já os insetos das galhas elípticas e fusiformes ainda não foram encontrados.

3.2 Distribuição e impacto das galhas

A altura da planta hospedeira não influenciou o número de galhas por planta nas estações seca (r_s=0,2002, p=0,1677, n=49) e chuvosa (r_s=-0,0009, p=0,9950, n=49).

Houve diferença significativa na frequência de diferentes tipos de galhas entomógenas foliares entre as estações [Teste G (3 g.l.)=35,9574; p=0,0000)]. Este número foi de 361 galhas observadas na estação seca, e 411 galhas na estação chuvosa, com médias de 7,3 e 8,3 galhas por planta (para n=49), respectivamente. O número de galhas presentes em cada indivíduo de *Miconia prasina* variou de 1 a 47 na estação seca e de 1 a 50 na estação chuvosa. As galhas elípticas e as esféricas foram as mais encontradas nas estações chuvosa e seca, respectivamente. O número médio de folhas nos 49 indivíduos de *Miconia prasina* foi 54,1 na estação seca e 63,6 na estação chuvosa.

Dos quatro tipos de galhas entomógenas foliares encontradas em *Miconia prasina*, as esféricas e as fusiformes, encontradas na epiderme foliar, foram utilizadas para testar se há preferência na localização de galhas em relação as faces foliares. Evidenciou-se uma localização preferencial significativa tanto para às galhas esféricas (n=723), das quais 568 localizaram-se na face abaxial e 155 na adaxial (G=250,79, 1 gl., p<0,001). Quanto para as galhas fusiformes (n=199) onde 142 apresentaram-se na face abaxial e 57 galhas na face adaxial (G=37,50, 1 gl., p<0,001].

4. Conclusões

O número de galhas foliares entomógenas de diferentes tipos presentes em *Miconia prasina* é bastante elevado se comparado a literatura (Fernandes *et al.*, 1988, 2001a e b), onde a maioria das plantas apresentam apenas um tipo de galha.

Em *Miconia prasina* o número de galhas não esteve correlacionado com a altura da planta. Estudos anteriores mostram que relações entre o número de galha e altura da planta hospedeira dependem dos organismos (planta/insetos) observados. Fatores como fenologia, idade, época de observação e compostos secundários devem ser levados em consideração na análise dos resultados obtidos (Andrade *et al.*, 1995).

Apesar do aumento no número de galhas na estação chuvosa em relação a estação seca, houve um aumento também no número de folhas nos indivíduos de *Miconia prasina*, sugerindo que as galhas desta planta por serem esverdeadas, compensam a drenagem de recursos pelo aumento da superfície fotossintética na planta hospedeira.

O número de galhas esféricas e fusiformes foi maior na face abaxial. Edward & Wratten sugerem que a superfície abaxial da folha proporciona condições microclimáticas muito menos estressantes do que a superfície superior, a qual está sujeita a insolação mais direta. Assim, possivelmente visando evitar o seu dessecamento, os insetos indutores das galhas em *M. prasina* "preferem" a epiderme da face abaxial.

Diante dos resultados é sugerida a realização de uma série de estudos enfocando aspectos como análise fitoquímica e histoquímica de órgãos galhados e não-galhados da planta hospedeira e principalmente a identificação e estudo da biologia dos organismos associados às galhas para que mais um pouco desta interação seja desvendada.

5. Referências bibliográficas

Andrade-Lima, D. 1960. Recursos vegetais de Pernambuco. Boletim do IPA, 41:1-32.

Andrade, G.I.; Silva, I.M.; Fernandes, G.W.; & Scatena, V.L. 1995. Aspectos biológicos das galhas de *Tomoplagia rudolphi* (Diptera: Tephritidae) em *Vernonia polyanthes* (Asteraceae). Rev. Bras. Biol. 55: 819-829.

Arduin, M.; Kraus, J.E.; Otto, P.A. & Venturelli, M. 1989. Caracterização morfológica e biométrica de galhas foliares em *Struthanthus vulgaris* Mart. (Lorantaceae). Rev. Bras. Bot. 49: 817-823.

Edward, P.J. & Wratten, S.D. 1980. Ecology of insect-plant interactions. Southampton, The Camelot Press. 60p.

Fernandes, G.W. & Martins, R.P. 1985. Tumores de plantas: as galhas. Ciência Hoje. 19: 59-64.

Fernandes, G.W. & Price, P.W. 1988. Biogeographical gradients in galling species richness: tests of hypotheses. Oecologia, 76: 161-167.

Fernandes, G.W., Tameirão Neto, E. & Martins, R.P. 1988. Ocorrência e caracterização de galhas entomógenas na Vegetação do Campus – Pampulha, UFMG, Belo Horizonte-*MG*. Rev. Bras. Zool. 5, 11-29.

Fernandes, G.W.; Saraiva, C., Soares, G.A., Negreiros, D.; Duarte, M. & Price, P.W. 2001a. Some insect galls of Arizona, USA. Naturalia. São Paulo, 26: 191-209.

Fernandes, G.W.; Julião, G.R.; Araújo, R.C.; Araújo, S.C.; Lombardi, J.A.; Negreiros, D. & Carneiro, M.A.A. 2001b. Distribution and morphology of insect galls of the Rio Doce Valley, Brazil. Naturalia. São Paulo, 26: 211-244

Lara, A.C.F. & Fernandes, G.W. 1994. Distribuição de *Neopelma baccharidis* (Homoptera: Psylidae) em *Baccharis dracunculifolia* (Asteraceae). Rev. Bras. Biol. 54(4): 661-668.

Mani, M.S. 1964. Ecology of Plant Galls. Dr. Junk Publishers, The Hague. 434 p.

Martins, A.B.; Semir, J.; Goldenberg, R. & Martins, E. 1996. O gênero *Miconia* Ruiz & Pav. (Melastomataceae) no Estado de São Paulo. Acta bot. 10: 267-316.

Rohfritsch, O. & Shorthouse, J.D. 1982. Insect galls. *In:* Molecular biology of plant tumors. Gunter, K; Schell, J.S. (eds). New York, Academic, p. 131-152.

Zar, J.H., (1984). Bioestatistical Analyses. Presentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersy 2.

Estudo da vegetação arbórea ripária em um fragmento de Floresta Atlântica na Usina São José, Igarassu - PE

Sarah Gueiros Freire[a]; Kleybiana Dantas da Rocha[b]; Ana Carolina B. Lins e Silva[c] & Maria Jesus N. Rodal[c]

[a]Graduação, Bacharelado em Ciências Biológicas, UFRPE (sarahgfreire@hotmail.com);

[b] Graduação, Bacharelado em Ciências Biológicas, UFRPE, Bolsista PIBIC/ CNPq;

[c] Profª. Departamento de Biologia/UFRPE

1.Introdução

Na Região Nordeste, o principal fator que levou ao desmatamento da Floresta Atlântica foi a expansão do cultivo da cana-de-açúcar no século XVII. Como resultado, a Floresta Atlântica dessa região apresenta-se fragmentada em remanescentes muito pequenos (Ranta et al., 1998) e em áreas de difícil acesso em terrenos íngremes. Sendo assim, não é difícil encontrar corpos d'água no fundo dos vales, na forma de riachos perenes. A vegetação encontrada nos vales e adjacente ao riacho é chamada de "Vegetação Ripária", e sendo aqui usada aqui para denominar os tipos florestais adjacentes a corpos d'água com interflúvio florestal. Esta vegetação distingue-se do resto da floresta tanto fisionômica quanto floristicamente por vários motivos, incluindo o tipo do solo que varia em função do hidromorfismo e a disponibilidade hídrica diferenciada (Jacomine, 2000; Lima e Zakia, 2000). Do ponto de vista ecológico, as "zonas riparias" são consideradas corredores importantes para o movimento da fauna ao longo da paisagem assim como para dispersão vegetal, sendo consideradas importantes para o processo de regeneração natural da floresta (Triquet et al., 1990). Sabe-se ainda que o sistema radicular desse tipo de vegetação não é apenas eficaz na estabilização dos solos marginais como também na absorção da poluição não pontual (Lowrance et al., 1997). Este trabalho analisa o estrato arbóreo da vegetação ripária qualitativa e quantitativamente, e determina as variações na estrutura da vegetação em duas unidades topográficas distintas (planície de inundação e encosta), com disponibilidade hídrica diferenciada.

2. Material e Métodos

O fragmento de Mata Atlântica conhecido como "Mata da Usina São José" localiza-se no município de Igarassu no litoral norte do estado de Pernambuco, ocupando uma área de 298,78ha, e com borda limitada pela monocultura da cana-de-açúcar. Esta área é considerada Reserva ecológica da região metropolitana do Recife (Lei 9.989/87) e possui declividades superiores a 30% (FIDEM, 1987), o que favoreceu a existência de um habitat diferenciado, pela existência de um riacho perene no seu interior.

No interior ripário, foi instalada uma parcela de 40m x 100m, que posteriormente foi dividida em 40 parcelas de 10m x 10m, de forma que dez parcelas localizam-se tangenciando o riacho e as outras 30 distanciam-se gradativamente do riacho ocupando a encosta. As parcelas tiveram os vértices demarcados com estacas de PVC e todos os indivíduos vivos ou mortos de pé com PAP ^{3} 15cm nas parcelas receberam um numero e tiveram ramos coletados para identificação botânica, sendo a coleção incorporada ao Herbário PEUFR. Para cálculo dos parâmetros fitossociológicos das espécies que ocorrem na área, utilizou-se o pacote FITOPAC (Shepherd, 1995).

Para comparação fisionômica entre as diferentes unidades de paisagem, foram selecionadas 10 parcelas no trecho inundável e 10 na encosta, e comparou-se as médias de densidade, área basal e altura máxima dos dois subconjuntos através de teste-t, após testar suas variâncias (teste-F) no MS Excel. Cada grupo de 10 parcelas

referentes às duas unidades topográficas também teve seus parâmetros fitossociológicos calculados separadamente, para posterior comparação sobre a possível existência de uma comunidade distinta determinada pela proximidade do riacho.

2. Resultados e discussão

Nos 4000 m² amostrados, foi registrado um total de 693 árvores com área basal total de 14,5 m², correspondendo aos valores de 1.732 indivíduos, com uma área basal de 36,5 m² por hectare. Os valores encontrados na "Mata da Usina São José" para número de indivíduos e área basal são bastante elevados quando comparado à outras matas de Pernambuco, talvez por ser a única amostrada em trecho ripário. A altura e o diâmetro máximo registrados foram 23m e 101,9cm, respectivamente, e dos indivíduos registrados, 10% estão mortos de pé, valor que chega a ser maior do que o registrado por Siqueira et al. (2001) (5%), e que foi posicionado por esses autores entre os maiores já registrados para Floresta Atlântica em Pernambuco. Em fragmentos de Floresta Amazônica, Laurance et al. (1998), observaram que fragmentos irregulares e com tamanho inferior a 400 ha sofrem com o crescente efeito de borda, e tendem a apresentar altos índices de mortalidade. Além disso, 10% dos indivíduos encontram-se inclinados e apoiados uns sobre os outros, como resultado da baixa sustentabilidade dos solos, mediante o teor de água bastante elevado nos mesmos, como mencionado por Jacomine (2000).

No total, foram registradas 64 espécies na área, pertencentes a 30 famílias, com índice de Shannon (H') de 3,1nats/ind, inferior ao encontrado em diversos trabalhos realizados em Mata Atlântica e reunidos por Sanchez et al. (1999). O maior valor de importância foi registrado para as árvores mortas de pé, seguido pelas espécies *Tovomita brevistaminea* Engl. *e Anaxagorea dolichocarpa* Sprague & Sandwith (Annonaceae), *Mabea occidentalis* Benth. (Euphorbiaceae), *Tapirira guianensis* Aublet.(Anacardiaceae) e *Eriotheca crenulaticalyx* A. Robyns (Bombacaceae). Esta última, com apenas sete indivíduos, foi a espécie com maior dominância relativa. Ainda é característica do trecho ripário a presença de palmeiras do gênero *Euterpe* sp (Arecaceae), aparecendo como a nona espécie mais importante, apesar de apresentar baixa dominância relativa. Esta espécie do gênero *Euterpe* sp é nova para a ciência e inédita para a região do litoral norte, uma vez que, até esse estudo ser finalizado, só havia registro da mesma morfoespécie nas matas do litoral sul (Medeiros-Costa, com. pess.). A família com maior número de indivíduo foi Clusiaceae (115), seguida por Annonaceae (69), e Euphorbiaceae (68).

Quando as duas unidades de paisagem (planície de inundação e encosta) foram analisadas comparativamente, percebeu-se que a diferença foi significativa ($t=1,81$, $p < 0,05$) apenas para densidade, que foi mais elevada nas parcelas da encosta. Nas parcelas adjacentes ao riacho, foram registrados 163 indivíduos, em 31 espécies, distribuídas em 21 famílias, com índice de Shannon igual a (H')=2,7nats/ind. O maior valor de importância foi para árvores mortas, seguido por *Mabea occidentallis*, *Anaxagorea dolichocarpa*, *Tovomita brevistaminea* e *Symphonia globulifera* L. f. (Clusiaceae). Nas parcelas da encosta, foram registrados 205 indivíduos, pertencentes a 39 espécies em 25 famílias, com índice de Shannon (H')= 3,0nats/ind. Ainda nas parcelas da encosta, o maior valor de importância foi para as árvores mortas, seguidas por *Tapirira guianensis*, *Tovomita brevistaminea*, *Eriotheca crenulaticalix*, *Anaxagorea dolicocharpa* e *Euterpe* sp. Não houve variação nas alturas médias e diâmetros médios das duas unidades amostrais, no entanto, na encosta a área basal total é superior.

Perceberam-se diferenças sutis na estrutura do estrato arbóreo com relação às espécies com maior valor de importância, nos dois trechos de floresta. No entanto, a riqueza de espécies não varia entre as áreas estudadas. Contudo, através de observação visual, nota-se que a composição florística do sub-bosque varia consideravelmente na área estudada, uma vez que próximo ao riacho é comum a presença de espécies arbustivas das famílias Cyatheaceae , Cyclanthaceae e Costaceae, e que não são encontradas em outras áreas da floresta.

4. Conclusões

Neste trabalho, a área amostral não foi suficiente para que a variação topográfica das duas unidades escolhidas para análise mostrasse variação na composição florística do estrato arbóreo, apesar do índice de diversidade ser maior na encosta, sugerindo que a medida que nos distanciamos do riacho, a diversidade tende a aumentar.

A área de estudo apresentou-se pouco diversa, indicando que o ambiente é bastante seletivo no recrutamento de novas espécies, já que muitas das espécies presentes apresentam adaptações anatômicas visíveis como raízes adventícias e sapopemas. A quantidade de árvores mortas superou as expectativas e, como não foi possível identificá-las, não pode-se afirmar se a mortalidade se refere ao processo natural de sucessão ecológica, referente à substituição de espécies, à condição ripária limitante ou conseqüência do efeito de borda, devido ao tamanho reduzido do fragmento.

5. Referências Bibliográficas

FIDEM. (1987). *Reservas Ecológicas*. Recife: FIDEM, 108 p.

Jacomine, P.K.T. (2000). Solos sob Matas Ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F (eds*). Mata Ciliar:* Conservação e Recuperação. São Paulo: EDUSP/FAPESP, cap. 2, p.27-32.

Laurance, W.F.; Ferreira, L.V.; Rankin-de-Merona, J.; Laurance, S.(1998). Rain forest fragmentation and the Dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79: 2032-2040.

Lima, W. P.; Zakia, M. J. B.(2000). Hidrologia de Matas Ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F (eds). *Mata Ciliar:* Conservação e Recuperação. São Paulo: Edusp/FAPESP, cap.3, p.33-44.

Lowrance, R.; Altier, L.S.;Newbold, D.J.; Schanabel, R.R.; Groffman, P.M.; Denver, J.M.; Correl, D.L.; Gilliam, J.W.; Robinson, J.L.; Brinsfield, R.B.; Staver, K.W.; Lucas, W.; Todd, A.H.(1997). Water quality functions of riparian forests buffers in Chesapeak Bay watershed. *Environmental Management* 21: 687-712.

Naiman, R. J. (1998). Riparian Forests. In: NAIMAN, R. J.; BILBY, R. E (eds). *River Ecology and Management:* Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion. New York*:* Springer-Verlag,. cap.12. p. 289-323.

Ranta, P.; Blom, T.; Niemela, J.; Joensuu, E.; Siitonen, M. (1998). The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of Forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 7: 385-403

Sanchez, M.; Pedroni, F.; Leitão-Filho, H. F.; Cesar, O. (1999). Composição florística de um trecho de Floresta Ripária na Mata atlântica em Pinciguaba, Ubatuba, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 22: 31-42.

Shepherd, G. J. (1995). *FITOPAC I*: Manual do Usuário. Campinas: Universidade Estadual de Campinas/ Departamento de Botânica.

Siqueira, D. R.; Rodal, M.J.N.; Lins-e-Silva, A.C.B.; Melo, A.L.(2001). Physiognomy, structure and floristics in an area of Atlantic Forest in Northeast Brazil. In: GOTTSBERGER, G.; LIEDE, S. *Life Forms and Dynamics in Tropical Forests*. Berlin-Stuttgart: J. Cramer, p.11-27.

Triquet, A.M.; McPeek, G.A.; Mccomb, W.C. (1990). Songbird diversity in clearcuts with and without a riparian buffer strips. *Journal of Soil and Water Conservation* 45: 500-503.

Influência do Efeito de Borda em Populações Vegetais: Conseqüências na Demografia de *Attalea oleifera* Barb. Rodr. (Arecaceae).

Severino Rodrigo Ribeiro Pinto [a], Antônio Venceslau de Aguiar Neto [a, b] & Marcelo Tabarelli [a, c]

[a] *Laboratório de Ecologia Vegetal, Departamento de Botânica - CCB/ UFPE;* [b] *Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal – UFPE;* [c] *Professor Adjunto – Departamento de Botânica – UFPE.*

1. Introdução

A fragmentação florestal e a indissociável criação de habitats de borda são uma realidade para as regiões tropicais em todo o globo (Wilcox & Murphy, 1985). A criação destes habitats implica em alterações de penetração luminosa, de temperatura e de umidade do solo e do ar, conduzindo a modificações na estrutura da floresta (Murcia, 1995). Porém, não existe consenso sobre as respostas espaciais de uma população em função da presença de uma borda, nem da magnitude destas alterações, mesmo todas estas alterações sendo medidas em função da distância em que penetram no interior do remanescente florestal (Murcia, 1995). Para alguns grupos de organismos a ocorrência destes novos habitats tem incrementado suas populações (McKinney & Lockwood 1999), sendo estes organismos descritos como invasores ou sucessores secundários em florestas tropicais (Scariot, 2001). Diversas espécies de palmeiras (Arecaceae) têm sido apontadas como capazes de ocupar habitats perturbados devido as suas características de pioneiras (Scariot, 1996; 1999; 2001). *Attalea oleifera* é uma dessas palmeiras, ocorrendo endemicamente na mata atlântica (Henderson *et al*., 1995). Esse ecossistema encontra-se extremamente pulverizado (Viana *et al.*1997; Ranta *et al*., 1998; Silva & Tabarelli, 2000), sendo esta a relidade prevista para diversos outros ecossistemas terrestres (Laurence, 1999). Diante de tal contexto, o entendimento de como se distribuem as populações em remanescentes florestais é de extrema necessidade para que ações de gerenciamento sejam efetivas (Cadenasso & Pickett, 2001). O presente trabalho teve por objetivo avaliar se a distância da borda pode ter relação com a distribuição espacial de uma população vegetal. Para tanto, testamos a seguinte predição: a ocorrência de indivíduos de *A. oleifera* apresenta uma correlação negativa com a distância da borda em todas as categorias de estágio de vida.

2. Material & Métodos

2.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na Usina Serra Grande, propriedade particular localizada em São José da Lage (AL), no período de junho a agosto de 2002. A área conta com aproximadamente 9.000 ha de floresta distribuídos em fragmentos de diversos tamanhos. O fragmento denominado "Mata de Coimbra" (*ca*. 3500 ha), onde o estudo foi realizado, encontra-se rodeado por lavoura de cana-de-açúcar, onde o estabelecimento desta cultura como matriz circundante é superior a 16 anos. A lavoura da cana-de-açúcar é submetida à queima anualmente durante a estação seca (Aguiar-Neto, 2002). A área de estudo encontra-se em terreno montanhoso (250 - 600 m de altitude, a 70 Km da costa atlântica). Os solos mais comuns são latossolos e podzólicos distróficos; o clima é tropical quente úmido, com três meses de estação seca, a temperatura média anual é de 23°C, sendo a precipitação média anual de 1200 mm. Os meses de maior pluviosidade são maio, junho e julho e os mais secos são novembro, dezembro e janeiro (*sensu* IBGE, 1985). A vegetação da área é classificada como floresta ombrófila aberta baixo-montana (Veloso *et al.*, 1991). Informações sobre a flora lenhosa da floresta ombrófila aberta na região de estudo podem ser obtidas em Tavares *et al.* (1971).

2.2 *Attalea oleifera*

Attalea oleifera (Arecaceae) Barb. Rodr. é uma palmeira endêmica da floresta atlântica brasileira, distribuindo-se desde a Paraíba até o Rio de Janeiro e São Paulo, ocorrendo em florestas ombrófila densa, ombrófila aberta e estacional semidecidual até 800 m de altitude (Henderson *et al*. 1995; Lorenzi *et al*. 1996; Medeiros – Costa, 2002). Os adultos podem atingir mais de 20 m de altura, ocupando o dossel de florestas em regeneração, bordas e florestas baixas de topo de morro. A necessidade de áreas abertas para o estabelecimento de indivíduos é compartilhada com outras espécies do gênero como *A. dubia* (Mart.) Burret, *A. funilifera* Mart. ex. Spreng., *A. maripa* (Aubl.) Mart. e *A. speciosa* Mart. ex. Spreng. (Medeiros-Costa, 1982; Lorenzi *et al*., 1996; Lorenzi, 1998; Svenning, 1999).

2.3 Demografia de Attalea oleifera

Para execução dos testes foram montadas 10 parcelas com 200 m de comprimento (no sentido do interior da floresta) e 10 m de largura (perpendiculares à borda) no fragmento selecionado. No sentido do interior da floresta foi realizada uma marcação a cada 10 m, subdividindo a parcela em 20 pontos de amostra para categorização da distância da borda. A montagem dessas parcelas foi executada em sítios com vastos adensados de adultos de *A.oleifera*. Os indivíduos foram identificados segundo a literatura (Medeiros-Costa, 1982; Henderson *et al*., 1995). Nas parcelas foram amostrados todos os indivíduos da espécie, independentemente do estágio de vida, com base nos seguintes critérios: *Plântulas* - Todos os indivíduos que apresentavam até três folhas com a altura máxima de 50 cm; *Jovens* - Aqueles indivíduos que apresentvam mais de três folhas ou mais de 50 cm de altura; *Sub-adultos* - Indivíduos em que o fuste não havia emergido do solo e que as folhas formam uma roseta madeirosa em decorrência do grande número de pecíolos foliares que se ligam ao tronco; *Adultos* - Indivíduos em que a presença do fuste era evidente.

2.4 Análise dos dados

A relações entre distância da borda e a distribuição de indivíduos de *A. oleifera* em todos os estágios de vida foram analisadas através de correlações de postos de Spearman (Sokal & Rohlf, 1995), com o auxílio do programa Biostat 2.0 (Ayres, 2000). Previamente aos testes, as variáveis foram analisadas em relação à normalidade através de testes de Lilieffors (Sokal & Rohlf ,1995).

3. Resultados & Discussão

Foram encontrados 2122 indivíduos de *Attalea oleifera* nas 10 parcelas amostradas. Destes, 832 eram plântulas, sendo 260, 289 e 283 indivíduos de plântulas com uma, duas e três folhas, respectivamente. Havia ainda 1078 jovens, 159 sub-adultos e 53 adultos. Em todas as classes de distância da borda consideradas houve representantes de pelo menos uma das categorias de estágio funcional de vida da palmeira. A ocorrência de indivíduos de *A. oleifera* apresentou correlação negativa significativa ($p < 0,01$) com a distância da borda para todas as categorias de estágio funcional (Coeficientes de Spearman de -0,8485; -0,8360; -0,6435; -0,8292; -0,8047; -0,5984 para plântulas com uma, duas, três folhas, jovens, sub-adultos e adultos respectivamente). A ocorrência de palmeiras em ambientes com algum grau de perturbação é amplamente relatada na literatura (Medeiros-Costa, 1982; Lorenzi *et al*., 1996; Lorenzi, 1998; Svenning, 1999). A distribuição de indivíduos, in-

dependente da categoria de estágio funcional, apresentando uma correlação negativa significativa com a distância da borda é um resultado que ratifica essa idéia. A presença de um gradiente abiótico proporcionado pela adjacência a uma borda propicia condições favoráveis ao estabelecimento de populações de espécies pioneiras (Murcia, 1995), o que pode explicar a correlação existente entre distância da borda e distribuição de indivíduos de *A. oleifera*.

4. Conclusões

Ao contrário das respostas exibidas pela estrutura da floresta em relação às alterações das condições abióticas propiciadas pela criação de uma borda, como as populações seriam influenciadas por estas perturbações sempre esteve menos claro (Murcia, 1995). Para *A. oleifera*, a distribuição de plântulas, bem como de indivíduo de estágios de vida mais avançados (*e.g.* jovens e sub-adultos) e até de adultos correlacionando-se com a distância da borda, demonstra que uma população vegetal responderia a este gradiente. Diante do atual quadro de fragmentação em florestas tropicais, a ocorrência preferencial de espécies em áreas de borda ou núcleo concorre para o isolamento destas espécies.

(Projeto Serra Grande – CEPAN / Usina Serra Grande / Conservation International do Brasil / CNPq / UFPE)

5. Referências Bibliográficas

Aguiar-Neto, A. V. (2002). *Como o efeito de borda influencia o recrutamento vegetal? Evidências de uma população de Attalea oleifera Barb. Rodr. (Arecaceae).* Monografia de conclusão de curso de bacharelado em ciências biológicas; UFPE, Recife - PE;

Ayres, M. (2000). *Bioestat: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas*. Sociedade Civil Mamirauá; p, Belém-PA;

Cadenasso, M. L.; Pickett, S. T. A. (2001). *Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors*. Conservation Biology 15(1): 91-97;

Henderson, A.; Galeano, G.; Bernal, R. (1995). *Field Guide to the Palms of the Americas*. Princeton University Press; Princeton-New Jersey;

Laurence, W. F. (1999). *Reflections on the tropical deforestation crisis*. Biological Conservation 91:109 – 117;

Lorenzi, H. (1998). *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*; *Vol 1*. Editora Plantarum Ltda; Nova Odessa - SP;

Lorenzi, H.; Souza H. M.; Medeiros-Costa, J. T.; Cerqueira, L. S. C.; von Behr., N. (1996). *Palmeiras do Brasil: Nativas e Exóticas*. Editora Plantarum Ltda; Nova Odessa - SP;

McKinney, M. L.; Lockwood J. L. (1999). *Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction*. Trends in ecology and evolution 14(11):450 – 453;

Medeiros-Costa, J. T. (1982). *As Palmeiras (Palmae) Nativas em Pernambuco, Brasil*. Dissertação de Mestrado; UFRPE, Recife - PE;

Medeiros-Costa, J. T. (2002). As *espécies de Palmeiras (Arecaceae) do Estado de Pernambuco, Brasil*. In Tabarelli, M (org.). *Diagnóstico da Biodiversidade de Pernambuco*; *Vol 1*. SECTMA, Recife-PE;

Murcia, C. (1995). *Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation*. Trends in Ecology and evolution. 10(2):58-63;

Ranta, P.; Blom, T.; Niemela, J.; Joensuu, E.; Siitonen, M. (1998). *The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments*. Biodiversity and Conservation 7:385-403;

Scariot, A. O. (1996). *The effects of rain forest fragmentation on the Palm community in central Amazonia*. Ph.D. diss.; University of California, Santa Barbara – CA;

Scariot, A. O. (1999). *Forest fragmentation: the effects on diversity of the Palm community in central Amazonia*. J. Ecology 87:66-76;

Scariot, A. O. (2001). *Effects of landscape fragmentation on Palm Communities*. In Bierregaard, R. O. Jr; Gascon, C.; Lovejoy, T. E.; Mesquita, R. C. G (Eds.). *Lessons from Amazonia*. Yale University Press;

Silva, J. M. C.; Tabarelli, M. (2000). *Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil*. Nature 404: 72-73;

Sokal, R. R.; Rohlf, F. J. (1995). *Biometry*. Freeman & Company, New York;

Svenning, J. C. (1999). *Environmental heterogeneity, recruitment limitation and the mesoscale distribution of Palms in a tropical montane rain forest*. Journal of Tropical Ecology 17:97-113;

Tavares, S., F. A. F.; Paiva, E. J. S.; Tavares, M. A.; Lima, J. L. S. (1971). *Inventário florestal de Alagoas – nova contribuição para o estudo preliminar das matas remanescentes do estado de Alagoas*. Boletim de Recursos Naturais/SUDENE 9:5-122;

Veloso, H. P.; Rangel-Filho, A. L. R.; Lima, J. C. A. (1991). *Classificação da Vegetação Brasileira Adaptada a um Sistema Universal*. IBGE, Rio de Janeiro – RJ;

Viana, V. M.; Tabanez, A. A. J.; Batista, J. L. (1997). *Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic Moist Forest*. In Laurence, W. F., Bierregaard, R. O. Jr (ed.). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago;

Wilcox, B.; Murphy, D. D. (1985). *Conservation estrategy: the effects of fragmetation*. American Naturalist 125: 879-887.

Ocorrência da fauna de alysiinae e ophioninae (hymenoptera, braconidae e ichneumonidae) em áreas remanescentes de Mata Atlântica, Brasil[1].

Silvana Angélica Gama Gomes [2] , Raquel Gonçalves Arouca [2], Helena Carolina Onody [2] & Angélica Maria Penteado-Dias [3].

[1] Auxílio Financeiro: FAPESP , CNPq e PPG-ERN; [2] Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos - Cx. Postal 676, CEP: 13656-905, São Carlos - SP, Brasil, e-mail: silvanagg@ig.com.br; [3] Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva, Universidade Federal de São Carlos - Cx. Postal 676, CEP: 13565-905, São Carlos - SP, Brasil.

1. Introdução

A região neotropical é, atualmente, uma das regiões que mais vem sofrendo com a destruição de habitats e perda de biodiversidade. Esta região possui ainda, o agravante de não apresentar boas coleções que armazenem informações sobre sua flora e fauna.

O estado atual do conhecimento taxonômico e biogeográfico para a maioria dos organismos terrestres é incompleto, especialmente para os chamados "hiperdiversos" (insetos, ácaros, nematóides, fungos e microorganismos em geral). Por isso, as estimativas locais de biodiversidade que não consideram os invertebrados omitem a maior parte da biota que se propõe a dimensionar (Colwell & Coddington, 1994). Isso é agravado quando se trata de florestas tropicais, pois são os ecossistemas com maior diversidade de táxons, a estrutura ecológica é mais complexa e existe uma grande heterogeneidade espacial, além do conhecimento da biodiversidade ser incipiente e mais limitado do que para qualquer outro ambiente (Longino & Colwell, 1997).

A fragmentação e a destruição de extensas áreas da Mata Atlântica são fatos conhecidos, porém esse conhecimento não basta para garantir sua conservação. A Mata Atlântica, ainda abriga uma parcela significativa da diversidade biológica do Brasil, com altos níveis de endemismo.

Sabe-se que a diversidade e a abundância dos invertebrados terrestres podem prover uma rica base de informação para auxiliar na conservação da biodiversidade, no planejamento e manejo de

reservas florestais (Murphy, 1997), especialmente os insetos, que são sensíveis e respondem rapidamente às perturbações nos recursos de seu habitat e de seu microhabitat, assim como às alterações da paisagem e às mudanças na estrutura e função dos ecossistemas. Contudo, informações básicas sobre o grupo, associadas a sua taxonomia, genética, comportamento, tamanho das populações, a distribuição espacial e temporal, são necessárias (New, 1995).

Os Hymenoptera Parasitica constituem um grupo rico em espécies e, a este grupo, pertencem muitas superfamílias importantes no balanço de ecossistemas terrestres devido à habilidade em regular populações de insetos fitófagos (La Salle & Gauld, 1991). A superfamília Ichneumonoidea é uma das mais importantes, contendo duas das maiores famílias de Hymenoptera: Braconidae e Ichneumonidae.

Os Ophioninae constituem uma subfamília de Ichneumonidae extremamente rica em espécies nas regiões tropicais úmidas. Eles são endoparasitóides coinobiontes de larvas de Lepidoptera e podem ser facilmente reconhecidos, sendo geralmente de grande porte, amarelados ou preto azulados (Gauld, 1985). Segundo Wharton (1997), Alysiinae é uma grande subfamília de Braconidae com 41 gêneros para o Novo Mundo e cerca de 1.000 espécies descritas mundialmente. Todos os Alysiinae são endoparasitóides coinobiontes de Diptera e são caracterizados, principalmente, por mandíbulas exodontes utilizadas para sair da pupa hospedeira e do substrato em que ela está alojada.

Dada a importância dos Braconidae e Ichneumonidae em geral e a ameaça às suas extinções pela destruição de habitats naturais, propomos aqui um estudo da fauna dos Alysiinae e Ophioninae, de Mata Atlântica através da identificação dos seus gêneros, ocorrência e distribuição.

2. Material e Métodos

O material estudado foi coletado em dezessete áreas com remanescentes de Mata Atlântica, distribuídos por oito estados brasileiros: Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo, Bahia, Sergipe e Alagoas. As coletas foram realizadas no período de dezembro de 2000 a outubro de 2002.

Os parasitóides adultos foram coletados através dos seguintes métodos: armadilha Malaise, armadilha de Moericke e por varredura na vegetação. Os exemplares foram mantidos em meio líquido (álcool à 70 %) e, posteriormente montados em alfinetes entomológicos para exame sob microscópio estereoscópico. As principais fontes bibliográficas utilizadas na identificação dos gêneros de Braconidae e Ichneumonidae foram: Wharton *et al*. (1997), Gauld (1988), Cushman (1947) e Hooker (1912).

3. Resultados

No total, foram identificados 619 e 1621 exemplares de Ophioninae e Alysiinae, respectivamente. Abaixo estão relacionados os gêneros obtidos e as cidades onde foram encontrados:

São Bento do Sul (SC) – Ophioninae (10 exemplares): *Enicospilus* spp. e *Ophion* sp. Alysiinae (146 exemplares): *Aphaereta* spp., *Aspilota* spp., *Dinotrema* spp., Gênero novo 1, Gênero novo 2 e *Phaenocarpa* spp.

São Francisco do Sul (SC) – Ophioninae (7 exemplares): *Enicospilus* spp. e *Thyreodon* sp. Alysiinae (127 exemplares): *Aphaereta* spp., *Asobara* spp., *Aspilota* spp., *Dinotrema* spp., Gênero novo 1, *Microcrasis* spp. e *Phaenocarpa* spp.

Morretes (PR) – Ophioninae (89 exemplares): *Enicospilus* spp., *Ophion* spp., *Thyreodon* sp. e *Stauropoctonus* sp. Alysiinae (88 exemplares): *Aphaereta* spp., *Dinotrema* spp., Gênero novo 1, Gênero novo 2 e *Phaenocarpa* spp.

Campos do Jordão (SP) – Ophioninae (40exemplares): *Enicospilus* spp., *Ophion* spp., *Thyreodon* sp., *Ophiogastrella* sp. e *Alophophion* sp. Alysiinae (43 exemplares): *Aphaereta* spp., *Aspilota* spp., *Dinotrema* spp., Gênero novo 1 e *Phaenocarpa* spp.

Peruíbe (SP) – Ophioninae (1 exemplar): *Enicospilus* sp. Alysiinae (38 exemplares): *Aphaereta* spp., *Dinotrema* spp., Gênero novo 2 e *Phaenocarpa* spp.

Ribeirão Grande(SP) – Alysiinae (313 exemplares): *Aphaereta* spp., *Dinotrema* spp., Gênero novo 1, Gênero novo 2 e *Phaenocarpa* spp.

Salesópolis (SP) – Ophioninae (13 exemplares): *Enicospilus* spp. e *Ophion* spp. Alysiinae (235 exemplares): *Aphaereta* spp., *Aspilota* spp., *Dinotrema* spp., Gênero novo 1, Gênero novo 2 e *Phaenocarpa* spp.

Ubatuba (SP) – Ophioninae (2 exemplares): *Enicospilus* sp. Alysiinae (146 exemplares): *Aphaereta* spp., *Dinotrema* spp., Gênero novo 1, Gênero novo 2 e *Phaenocarpa* spp.

Santa Maria Madalena (RJ) – Ophioninae (3 exemplares): *Enicospilus* spp. Alysiinae (47 exemplares): *Aphaereta* spp., *Dinotrema* spp. e *Phaenocarpa* spp.

Vitória (ES) – Alysiinae (4 exemplares): *Dinotrema* spp.

Santa Teresa (ES) – Ophioninae (94 exemplares): *Enicospilus* spp., *Ophion* spp., *Thyreodon* sp., e *Stauropoctonus* sp. Alysiinae (321 exemplares): *Aphaereta* spp., *Asobara* spp., *Aspilota* spp., *Dinotrema* spp., Gênero novo 1, Gênero novo 3, *Phaenocarpa* spp. 3 *Gnatopleura* spp.

Linhares (ES) – Ophioninae (7 exemplares): *Enicospilus* spp., *Ophion* sp. e *Thyreodon* spp. Alysiinae (5 exemplares): *Dinotrema* spp. e Gênero novo 2.

Ilhéus (BA) – Ophioninae (3 exemplares): *Enicospilus* spp. Alysiinae (3 exemplares): *Dinotrema* spp. e *Aphaereta* spp.

Mata de São João (BA) – Ophioninae (2 exemplares): *Enicospilus* spp. Alysiinae (17 exemplares): *Aphaereta* spp., *Aspilota* spp., *Dinotrema* spp. e *Phaenocarpa* spp.

Porto Seguro (BA) – Alysiinae (11 exemplares): *Aphaereta* spp., *Dinotrema* spp. e *Phaenocarpa* spp.

Santa Luzia do Itanhy (SE) – Alysiinae (73 exemplares): *Aphaereta* spp., *Asobara* spp., *Aspilota* spp., *Dinotrema* spp., Gênero novo 1, Gênero novo 3, Gênero novo 4 e *Phaenocarpa* spp.

Quebrangulo (AL) – Ophioninae (348 exemplares): *Enicospilus* spp., *Prethophion* sp. e *Alophophion* sp. Alysiinae (4 exemplares): *Dinotrema* spp. e Gênero novo 1.

Considerando-se o número total de exemplares encontrados (2240) e o estudo de apenas duas subfamílias, observa-se uma riqueza considerável em fragmentos de Mata Atlântica.

Além das espécies já citadas na literatura, verificou-se novas ocorrências para 28 espécies e primeiras citações para 8 espécies de Ophioninae. Os gêneros *Thyreodon*, *Enicospilus*, *Ophion* e *Alophophion* apresentaram exemplares que não puderam ser identificados até o nível de espécie, portanto, podem se tratar de novas espécies.

Quanto aos Alysiinae, cerca de 200 exemplares (denominados Gêneros novos 1, 2, 3 e 4) não puderam ser identificados em nível genérico, uma vez que ainda não foram descritos. Certamente, novas ocorrências e citações existem para o Brasil. No entanto, a literatura especializada não apresenta uma distribuição geográfica detalhada para estes gêneros, pois este é o primeiro trabalho que visa um conhecimento mais amplo desta subfamília no Brasil.

A maioria das estimativas de biodiversidade dos ambientes terrestres foi baseada em listas de espécies ou estimativas de abundância de espécies de vegetais e vertebrados. Ainda que conspícuos e relevantes em termos de valor afetivo para os humanos, esses táxons representam, mundialmente, uma proporção relativamente pequena, uma vez que os insetos somam mais que a metade de

todos os organismos vivos descritos, e em qualquer lugar exercem grande impacto nos ecossistemas terrestres. O presente estudo é uma tentativa de demonstrar tal diversidade pelo número de espécies descritas encontradas e aquelas ainda por descrever.

4. Referências Bibliográficas

Colwell, R.K. & Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 345, p.101-118.

Cushman, R.A. 1947. A generic revision of the ichneumon-flies of the tribe Ophionini. *Proc. U.S.Nat.Mus.*96:417-482.

Gauld, I.D 1985. The phylogeny, classification and evolutionary os parasitic wasps of the subfamily Ophioninae (Ichenumonidae). *Bull.Brit Mus.Nat.Hist.(Ent)*. 51(2):61-185.

Gauld, I.D. 1988. A survey of the Ophioninae (Hymenoptera, Ichneumonidae) of tropical Mesoamerica with special reference to the fauna of Costa Rica. *Bull. of the British Museum (Natural History)*. Entomology series, vol. 51(1): 1-309.

Hooker, C.W. 1912. The ichneumon-flies of America belonging to the tribe Ophionini. *Transactions of the American Entomological Society.* 38: 1-176.

Lasalle, J. & Gauld, I.D. 1991. Parasitic Hymenoptera and the biodiversity crisis. *Rhedia,* 74: 315-334.

Longino, J.T. & Colwell, R.K. 1997. Biodiversity assessment using structured inventory: capturing the ant fauna of a tropical rain forest. *Ecological Applications.* 7: 1263-1277.

Murphy, D.D. 1997. Desafios à diversidade biológica em áreas urbanas. In: Wilson, E.O. (ed.), *Biodiversidade*. Editora Nova Fronteira. 657pp.

New, T.R. 1995. *An Introduction to Invertebrate Conservation Biology*. Oxford Science Publications. 194pp.

Wharton, R.A. 1997. Subfamily Alysiinae. In: Wharton, R.A.; Marsh, P.M. & Sharkey, M.J. (eds.). *Manual of the new world genera of the family Braconidae (Hymenoptera)*. Washington: Special Publication of The Internacional Society of Hymenopterists, Publication n. 1, p. 84-116.

Aporte de nutrientes e biomassa via serrapilheira em sistemas agroflorestais regenerativos e análogos na Mata Atlântica, Paraty -RJ

Silveira N. D.[1];Tavares S. R. L.[2]; Polidoro, J.C.[3]; Pereira, M.G.[4]; Mello, R.B.[5]

[1] Estudante de Eng. Florestal UFRRJ (floralua@hotmail.com)

[2] Embrapa Solos. (stavares@cnps.embrapa.br)

[3] Instituto de Agronomia /UFRRJ. (josecarlospolidoro@mailbr.com.br)

[4] Instituto de Agronomia /UFRRJ (gervasio@ufrrj.br)

[5] IBAMA-REBIO de Poços das Antas (robacellar@hotmail.com)

1.Introdução

O aporte de biomassa via serrapilheira é um dos mais importantes processos de transferência de nutrientes nos ecossistemas florestais tropicais (Martins e Rodrigues, 1990). Estes ecossistemas possuem um eficiente sistema de ciclagem de nutrientes, com altas taxas de reciclagem interna no sistema solo-planta (Delitti, 1995).

A serrapilheira é formada por fragmentos de materiais orgânicos de origem vegetal e animal, que são epositados sobre o solo através de diversos processos. A formação da serrapilheira depende da quantidade e da qualidade de biomassa produzida e aportada, assim como da dinâmica da decomposição desse material (Golley, 1978).

A análise qualitativa e quantitativa do material orgânico da serrapilheira, assim como sua taxa de decomposição, são muito importantes para a compreensão da dinâmica e funcionamento dos ecossistemas, pois são fatores condicionantes para a manutenção da fertilidade do solo e sustentação de ecossistemas tropicais, por constituírem um importante processo de transferência de nutrientes da fitomassa para o solo (Andrade et al, 2003).

Os sistemas agroflorestais regenerativos e análogos (SAFRA) são sistemas produtivos, onde espécies agrícolas, arbóreas de múltiplos usos, e/ou animais são combinadas no tempo e no espaço, de maneira a obter benefícios das interações ecológicas e econômicas resultantes (Ludgren & Raintree, 1982 Macdicken & Vergara, 1990). Estes sistemas fundamentam-se na sucessão natural de espécies (vegetais e animais) e na substituição ecofisiológica das espécies vegetais, buscando formar um sistema produtivo com estrutura, composição e funcionamento semelhantes à vegetação natural local, cuja dinâmica leva à regeneração das funções ambientais, complexificação do ambiente e ao aumento da biodiversidade (Schultz et al., 1994).

A presença do componente arbóreo e da biodiversidade constituinte dos Sistemas Agroflorestais Regenerativos e Análogos, contribui significativamente no aporte de serrapilheira e nutrientes no solo. As árvores especialmente, influenciam na quantidade e disponibilidade de nutrientes na zona de absorção radicular das culturas associadas, pois suas raízes profundas podem interceptar os nutrientes lixiviados acumulados no perfil do solo, geralmente distantes da zona de absorção radicular das culturas, e retorná-los a superfície na forma de serrapilheira (Penereiro, 1999). No caso de sistemas agroflorestais, a biomassa que formará a serrapilheira é oriunda, além dos fatores genéticos e ambientais, principalmente da poda direcionada das árvores e outras espécies.

A avaliação do aporte de nutrientes via serrapilheira faz parte do estudo de ciclagem de nutrientes, e esta resulta de vários processos interligados onde as fontes de nutrientes são utilizados em sucessivos períodos de transferência de energia (Delitti, 1995).

O presente trabalho tem como objetivo avaliar o aporte de biomassa e nutrientes via serrapilheira em três tratamentos de Sistemas Agroflorestais Regenerativos e Análogos, área de plantio de banana tradicional e vegetação secundária.

2. Métodos

O experimento foi implantado em janeiro de 2001, na Fazenda Goura Vrindávna ($23^{0}09'62''$ S e $44^{0}44'13''$ W e altitude de 312m), localizada no Vale da Graúna no município de Paraty, Rio de Janeiro. O clima da região é classificado como "Aw"- tropical quente e úmido (verão chuvoso com inverno seco) (Köppen,1938). As principais classes de solos verificadas na área são os Cambissolos e Neossolos (Embrapa, 1981).

O desenho principal dos três SAFRAS implantados é constituído de 7 linhas de banana (4x3m), consorciada na mesma linha com um conjunto de 3 espécies plantadas na mesma cova denominada de "triplex" (uma espécie pioneira, um ingá e um palmito, açaí ou juçara), intercaladas por linhas de arbóreas com espaçamento de 1 m, disposta no seguinte ordenamento: citrus – espécie primária – frutífera – espécie secundária – frutífera – secundária – citrus.

A área do experimento situa-se em uma encosta, com declividade aproximada de 40%, contendo os seguintes tratamentos, com dimensão de 25 X 25m cada:

* Bananal (sistema convencional, monocultura no espaçamento 4 x 3m);
* SAFRA mínimo (bananal 4 X 3 m, enriquecido com 29 espécies arbóreas de diferentes grupos ecológicos, pioneiras, secundárias e climáxicas);
* SAFRA absoluto (SAFRA mínimo, mais adubação verde,

fruteiras e culturas anuais, sem adubação química);

* SAFRA modificado (SAFRA absoluto com adubação de 1 litro de esterco de bovino + 50 gramas de termofosfato + 100 g de calcário dolomítico + 10 g de FTE BR 12 por cova das mudas e inoculação de rizóbios e fungos micorrízicos específicos na a formação de mudas das espécies de leguminosas –*Acássia mangium*, *Gliricidea sepium*, *Albizzia guachapele* e *Enterolobium contorisiliquum*);

* Capoeira (vegetação nativa em estágio médio de regeneração).

Cada unidade experimental foi dividida em três terços de acordo com sua posição altimétrica no relev,o e estes foram subdivididos em três sub-parcelas ou repetições.

Foram coletadas 9 amostras de serrapilheira, com coletores de madeira de 25X25cm em cada unidade experimental. As amostras devidamente identificadas foram secas em estufa 65ºC, pesadas em balança digital, moídas em moinho tipo Willy, homogeneizadas e encaminhadas para o laboratório onde foram feitas as extrações e leituras de macronutrientes conforme a metodologia da EMBRAPA (1999).

Os dados, foram avaliados com relação à homogeneidade entre as variâncias dos erros aleatórios, normalidade da distribuição dos dados, e variâncias dos efeitos dos tratamentos estudados pelo uso do teste F, na análise de variância. De acordo com a significância dos efeitos de tratamentos, as médias observadas foram comparadas segundo o teste de Tukey ao nível de 5% de significância, através do programa estatístico SAEG v. 8.1 (Euclydes, 2003).

3. Resultados e Discussão

Os resultados obtidos por amostragem em quadrados de 0,0625 m², correspondem à qualidade e quantidade da serrapilheira estocada no momento da coleta, 15 meses pós plantio.

Os dados de teor dos nutrientes foram convertidos em peso referente à massa da amostra e calculou-se o conteúdo, em Kg/ha, de nutriente aportado.

Em relação a produção médias de serrapilheira dos cinco tratamentos, houve diferença significativa entre o SAFRA mínimo e os demais tratamentos comparando-se os valores médios pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. Os maiores valores médios de matéria seca foram encontrados nos SAFRAS mínimo (32442,65 kg/ha ± 20,02), absoluto (20166,18 Kg/ha ± 21,67) e modificado (16318,45 Kg/ha ± 20,4539) seguidos do bananal (13507,23 Kg/ha ±14,07) e capoeira (12312,23 Kg/ha ±18,7951).

A análise química da serrapilheira mostrou diferença estatística para todos os nutrientes, demonstrando um superior estoque de nutrientes no SAFRA Mínimo, do que nas demais áreas experimentais. Os maiores valores médios de N, S, P, K, Ca e Mg (655,75 Kg/há; 46,68 Kg/há; 43,08 Kg/ha; 108,58 Kg/ha; 314,58 Kg/ha; 80,66 Kg/ha, respectivamente) foram encontrados na serrapilheira do S. Mínimo. A Capoeira apresentou os menores valores nas médias dos nutrientes N (274,60 Kg/ha), P (19,44 Kg/há), K (0,13 Kg/ha) e no Bananal foram encontrados os menores valores médios para os nutrientes Ca (146,05 Kg/ha), Mg (27,32 Kg/ha)e S (22,39 Kg/ha).

De maneira geral, os SAFRAS Absoluto e Modificado apresentaram valores intermediários nas médias de conteúdos de nutrientes na serraplheira.

O maior aporte de matéria seca nos SAFRAs pode estar relacionado à maior biodiversidade e adensamento de plantas, quando comparados as áreas de capoeira e bananal. O manejo da poda dado aos SAFRAs também pode ter influenciado nos resultados. A poda da vegetação contribuí para maiores quantidades de biomassa e nutrientes aportados sobre o solo, visto que durante a poda, os nutrientes não foram translocados internamente pela planta, como ocorre no processo de abcisão foliar (Peneireiro, 1999). Este fato pode aumentar a disponibilidade de nutrientes às culturas anuais e outras plantas associadas. O superior aporte do conteúdo de nutrientes no SAFRA mínimo pode estar relacionado ao manejo da poda neste sistema. Segundo Golley (1978) a vegetação constituí o compartimento de maior estoque de nutrientes. Neste sentido, nos SAFRAs absoluto e modificado, grandes quantidades de nutrientes podem estar estocadas nas culturas agrícolas e florestais e no SAFRA mínimo, por apresentar menor densidade de cultivos, estes nutrientes podem estar sendo absorvidos por plantas de ocorrência espontânea, que quando podadas, formam a serrapilheira e promovem a ciclagem destes nutrientes.

4. Conclusões

· O SAFRA mínimo foi o sistema que depositou maior peso em serrapilheira (324,42 kg/ha ± 20,02) e aportou maiores conteúdos de todos os nutrientes.

· A prática da poda de componentes vegetais nos SAFRAS, favorece a ciclagem de nutrientes e contribuí para elevação dos conteúdos de nutrientes na serrapilheira.

· Dentre os macronutrientes quantificados na serrapilheira, o nitrogênio foi o que apresentou os maiores valores (6,55 Kg/ha de N; 4,04 Kg/há; 3,37 Kg/ha; 2,74 Kg/ha; 3,09 Kg/ha) nos safras mínimo, absoluto e modificado, bananal e capoeira respectivamente.

· Sistemas agroflorestais regenerativos e análogos, sob o aspecto do aporte de nutrientes via serrapilheira, são os sistemas mais promissores na recomposição destas funções ecológicas, quando comparados à parcela capoeira e monocultura de banana.

5. Referências Bibliográficas

Andrade, A.G., Tavares, S.R.L. & Coutinho H.L.C. (2003). *A contribuição da serrapilheira para a recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos.* Informe Agropecuário, Belo Horizonte. No prelo.

Delitti, W.B.C. *Estudo de cilagem de nutrientes: Instrumentos para análise funcional de ecossistemas terrestres* In:. Esteves, F.A. (Ed) (1995). Oecologia Brasiliensis.v.1 Estrutura, funcionamento e manejo d ecossistemas brasileiros. P. 469-486.

EMBRAPA (1981) Mapa de solos do Brasil (1:5000000) Serviço Nacional de Levantamento e conservação de solo.

Golley, F.B.; Mcginnis, J.T.; Clements, R.G.; Child, G.L.; Duever, M.J. (1978). *Ciclagem de minerais em ecossistemas de floresta tropical úmida.* São Paulo: EPU/EDUSP, 256 p.

Lundgren, B.L. And Raintree, J.B. (1982). *Sustained agroforestry*. In: ISNAR, B. Agricultural research for development: potentials and challenges in Asia. Nestel: The Hague, p.37-49.

Mac Dicken, K.G., Vergara, N.T. (1990). *Agroforestry: Classification and management.* New York: Jonh Wiley & Sons, 382 p.

Martins, S.V. & Rodrigues, R.R. (1999*). Produção de serrapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP*. Revista Brasileira de Botânica. São Paulo, v.22, n.3, p. 405-412.

Peneireiro, F.M. 1999. *Sistemas agroflorestais dirigidos pela sucessão natural: um estudo de caso*. 138f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – ESALQ, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

Schulz, B.; Becker, B. & Götsch, E. (1994). *Indigenous knowledge in a "modern" sustainable agroflorestry system – a case study from eastern Brazil.* Agroforestry Systems. The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 25:59-69.

Avaliação do crescimento de espécies arbóreas em sistemas agroflorestais regenerativos e análogos na Mata Atlântica, Paraty -RJ[1]

Silveira N. D.[1]; Tavares S. R. L.[2]; Polidoro, J.C.[3]; Pereira, M.G.[4] M.G.[4]; Mello, R.B.[5]
[1]Estudante de Eng. Florestal UFRRJ (floralua@hotmail.com)
[2]Embrapa Solos. (stavares@cnps.embrapa.br)
[3]Instituto de Agronomia – Depto de Fitotecnia /UFRRJ. (josecarlospolidoro@mailbr.com.br)
[4]Instituto de Agronomia – Depto de Solos /UFRRJ. (gervasio@ufrrj.br)
[5]IBAMA-REBIO de Poços das Antas (robacellar@hotmail.com)

1.Introdução

O desmatamento e a utilização de práticas agrícolas não adaptas ao ambiente tropical tem contribuído fortemente para redução quantitativa e qualitativa dos recursos ambientais assim como gerado conflitos socioeconômicos que refletem na sociedade como um todo. Este contexto de degradação é claramente perceptível no bioma Mata Atlântica, que através de sucessivos ciclos de produção agropecuária, teve sua vegetação fortemente alterada. Diante disso, os sistemas agroflorestais regenerativos e análogos representam uma alternativa promissora na recuperação de áreas antropizadas e fragmentadas da Mata Atlântica.

Os Sistemas Agroflorestais são uma forma de uso da terra na qual espécies lenhosas perenes são cultivadas deliberadamente com espécies agrícolas e /ou com animais, numa combinação espacial e/ ou temporal, obtendo-se benefícios das interações ecológicas e econômicas resultantes visando estabelecer sustentabilidade ambiental, socioeconômica e cultural (Macdicken & Vergara, 1990).

O objetivo da maioria dos sistemas agroflorestais é otimizar os efeitos benéficos das interações que ocorrem entre espécies arbóreas e as culturas agrícolas e/ou animais, a fim de obter a maior diversidade de produtos, diminuir as necessidades de insumos externos e reduzir os impactos ambientais (Nair, 1983).

Os Sistemas Agroflorestais Regenerativos e Análogos (SAFRA) fundamentam-se na sucessão natural de espécies (vegetais e animais) e na substituição ecofisiológica das espécies vegetais, buscando formar um sistema produtivo com estrutura, composição e funcionamento semelhantes à vegetação natural local, cuja dinâmica leva à regeneração das funções ambientais, complexificação do ambiente e ao aumento da biodiversidade (Schultz et al., 1994).

Para solidificar a contribuição dos sistemas agroflorestais na recuperação de ecossistemas alterados, torna-se essencial o entendimento de seus princípios fundamentais, e o conhecimento de suas potencialidades e limitações relacionadas aos aspectos ecológicos (Macedo & Camargo, 1994). Portanto, faz-se necessário um planejamento adequado através da identificação e seleção de espécies arbóreas destinadas a compor esses ambientes, visando substituir as plantas da regeneração natural por plantas ecofisiologicamente semelhantes (Schultz et al., 1994).

O presente trabalho tem como objetivo avaliar o crescimento em altura de espécies lenhosas de múltiplos usos nos SAFRAS implantados na Mata Atlântica, Paraty-RJ.

2. Métodos

O experimento foi conduzido na Fazenda Goura Vrindávna ($23^0 09' 62''$ S e $44^0 44' 13''$ W e altitude de 312m), localizada no Vale da Graúna no município de Paraty, Rio de Janeiro. O clima da região é classificado como "Aw"- tropical quente e úmido (verão chuvoso com inverno seco) (Köppen,1938). As principais classes de solos existentes na área são os Cambissolos e Neossolos (Embrapa, 1981).

Em janeiro de 2001, foram implantados três parcelas experimentais de 625 m² (25X25 m) testando três diferentes SAFRAS, Mínimo, Absoluto e Modificado, onde foram plantadas as seguintes espécies de diferentes grupos ecológicos: *Acassia mangium* Will.; Pau-jacaré, *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) Macbr; *Albizzia guachapele*; *Gliricidea sepium* (jacquim) Kunth; Capixingui, *Croton floribundus Spreng*; Mamão *Carica papaya* L.; Tamboril, *Enterolobium contorisiliquum* (Vell.) Morng; Aroeira, *Schinus terebinthifolius* Raddi; Ingá, *Ingá edulis* Mart; Urucum, *Bixa orellana* L.; Jacarandá mimoso, *Jacaranda cuspidifolia*; Pitanga, *Eugenia uniflora* L.; *Citrus* sp.; Araçá-boi, *Eugenia stipitatai*; Ipê amarelo, *Tabebuia Alba*; Jaca, *Artocarpus integrifólia;* Graviola, *Annona muricata*; Sibipiruna, *Caesalpinia peltophoroides* Benth; Açaí, *Euterpe oleracea* Mart.; Cerejeira, *Amburana cearensis* (Fr. All.) A.C.Smith; Sapucaia, *Lecythis pisonis* Camb.; Jabuticaba, *Myrciaria trunciflora* Berg.; Jatobá, *Hymenaea courbaril* L.; Sapopema, *Sloanea monosperma* Vell.; Grumixama, *Eugenia brasiliensis* Lam.; Ameixa, *Eriobotrya japonica*; Canela sasafrás, *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer; Palmito juçara, *Euterpe edulis* Mart.

A vegetação existente nas parcelas SAFRA foi podada, sendo o plantio feito em covas de 0,40 x 0,40 metros e alinhadas de acordo com o croqui pré estabelecido.

O desenho principal dos três sistemas implantados, tem como cultura principal a banana, que é uma importante cultura agrícola do Município de Paraty. O desenho básico é constituído por 7 linhas de banana (4x3m), consorciada na mesma linha com um conjunto de 3 espécies plantadas na mesma cova denominada de "triplex" (uma espécie pioneira, um ingá e um palmito, açaí ou juçara), intercaladas por linhas de arbóreas com espaçamento de 1 m, disposta no seguinte ordenamento: citrus – espécie primária – frutífera – espécie secundária – frutífera – secundária – citrus.

A área do experimento situa-se em uma encosta, com declividade aproximada de 40%, contendo os seguintes tratamentos:

- SAFRA mínimo (bananal 4 X 3 m, enriquecido com 29 espécies arbóreas pioneiras, secundárias e clímax);
- SAFRA absoluto (SAFRA mínimo, mais adubação verde, fruteiras e culturas anuais, sem adubação química);
- SAFRA modificado (SAFRA absoluto com adubação de1 litro de esterco de bovino + 50 gramas de termofosfato + 100 g de calcário dolomítico + 10 g de FTE BR 12 por cova das mudas e inoculação de rizóbios e fungos micorrízicos específicos na a formação de mudas das espécies de leguminosas –*A.mangium*, *G.sepium*, *A.guachapele* e E. *contorisiliquum*).

As mudas das espécies arbóreas tiveram sua altura mensurada aos 7, 17 e 24 meses pós plantio, com o auxílio de uma fita métrica e posteriormente com uma mira topográfica. Os dados foram anotados em planilhas de campo e analisados através do programa estatístico SAEG

2. Resultados e Discussão

O incremento percentual de biomassa, foi significativamente influenciado pelos diferentes sistemas agroflorestais avaliados ($p<0,05$), comparando-se os valores médios pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. O maior incremento em altura foi verificado no SAFRA Modificado e as menores alturas foram observadas no SAFRA Absoluto.

Segundo Odum (1983) os principais fatores que influenciam no crescimento das plantas são a água, nutrientes e a luz.. Considerando que não houve uma variação significativa de água entre os três tratamentos, devido a homogeneidade da área, acredita-se que os fatores que contribuíram para a variação no incremento percentual total da altura, foram principalmente a intensidade luminosa e a diferença na fertilidade do solo devido à adubação realizada. Portanto, os resultados supracitados, podem estar relacionados à adubação e introdução de espécies inoculadas no SAFRA modificado e à maior intensidade luminosa oriunda de um menor adensamento de plantas no SAFRA mínimo.

Vaz (2002) estabelece que os sistemas de maior biodiversidade e adensados, exigem maior conhecimento do comportamento das espécies introduzidas, de suas interações interespecíficas e das características edafoclimáticas locais. Este conhecimento influi diretamente na qualidade e intensidade do manejo e no desenvolvimento de todo o sistema. Tanto o SAFRA Modificado quanto o

Absoluto demandam um manejo mais intenso e preciso do que o SAFRA Mínimo, porém no SAFRA Modificado a adubação pode ter compensado a falta de luz.

Analisando a interação espécie e manejo, no SAFRA mínimo a espécie que apresentou o maior incremento percentual foi o *E. oleracea*, diferindo somente das espécies *C. papaya, I. edulis, E. brasiliensis* e das espécies do gênero citrus, que apresentaram o menor incremento percentual.

No SAFRA absoluto, as espécies que diferenciaram-se das demais e contribuíram com maior incremento percentual foram *C. floribundus, A. integrifolia* e *E. oleracea,* e as espécies que menos contribuíram foram as do gênero *citrus*. O maior incremento expresso por estas espécies citadas acima, pode estar relacionado a uma maior capacidade de interceptação luminosa, que fez com que estas destacassem-se no sistema. O *C. floribundus* é uma espécie pioneira, que se desenvolve bem em clareiras e áreas que sofreram intervenção antrópica (Carvalho, 1994), criando condições para o desenvolvimento e estabelecimento de espécies secundárias e primárias, provavelmente por ter este padrão de comportamento, ela tenha se destacado no sistema.

De maneira geral, as espécies que apresentaram maior incremento percentual, no período avaliado, foram o *C. floribundus* (69,00 ±2,35), *A. integrifolia* (67,86 ± 1,71), *E. oleracea* (69,51 ± 2,06) e *E. contortisiliquum* (68,61± 2,63), e as espécies que expressaram menor incremento em alturam foram as do gênero *citrus* (42,47 ± 2,15).

Na interação manejo e espécie, observou-se que houve diferença significativa de incremento percentual entre os três tipos de SAFRAS para as espécies *I. edulis, C. floribundus, E. oleracea, citrus sp* e *E. contorsiliquum*. As demais espécies não apresentaram diferença significativa no incremento percentual entre os SAFRAS.

Analisando-se os valores médios de incremento percentual em altura de cada espécie dentro dos diferentes tratamentos, observa-se que as espécies, *I. edullis, E. contortisiliquum, C. floribundus, A. integrifolia*, e as do gênero *citrus*, apresentaram maior incremento no SAFRA Modificado. O *E. brasiliensis, E. stipitatai, M. trunciflora* apresentaram melhor performance no SAFRA Mínimo e o *C. papaya* e *E. oleracea* se desenvolveram melhor no SAFRA Absoluto. Os resultados de crescimento em altura ratificam que as espécies expressam suas exigências ambientais diferentemente, devido à suas características ecológicas, evidenciando que o desenvolvimento de determinadas espécies dentro dos manejos, está intensamente relacionado com as variáveis, radiação solar e fertilidade do solo, entre outras variáveis associadas.

4. Conclusões

· Os componentes, os espaçamentos dos sistemas, assim como as interações entre estes, influenciaram a variável altura.

· O SAFRA Modificado, sob o aspecto do incremento em altura é o sistema que apresenta maior promoção do crescimento das espécies arbóreas plantadas.

· As espécies mais promissoras para formação de Sistemas Agroflorestais nas condições edafoclimáticas de Paraty, RJ, considerando-se o incremento em altura são: *C. floribundus*, *A. integrifolia*, *E. oleracea* e *E. contortisiliquum*.

5. Referências Bibliográficas

Carvalho, P.E.R. (1994).*Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira.* Brasília: EMBRAPA – CNPF,. 640 p.

EMBRAPA (1981) Mapa de solos do Brasil (1:5000000) Serviço Nacional de Levantamento e conservação de solo.

Mac Dicken, K.G., Vergara, N.T. (1990). *Agroforestry: Classification and management*. New York: Jonh Wiley & Sons, 382 p.

Macedo, R.L.G. & Camargo, I.P. (1994). *Sistemas agroflorestais no contexto do desenvolvimento sustentável*. In: CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE SISTEMAS AGROFLORESTAIS, 1.,1994,Porto Velho. Anais Colombo: EMBRAPA-CNPF, 43-49p.

Nair, P.K.R. (1983).Tree *integration on farmlands for sustentaible of small holdings*. In: LOCKERETZ, W. Environmentally sound agriculture. New York: Praeger.

Odum, E.P. (1983). *Ecologia.* Rio de Janeiro: Guanabara, p.133-136.

Schulz, B.; Becker, B. & Götsch, E. (1994). *Indigenous knowledge in a "modern" sustainable agroflorestry system – a case study from eastern Brazil*. Agroforestry Systems. The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 25:59-69.

Vaz, P.P. (2002). *Sistemas agroflorestais para recuperação de matas ciliares.* Agroecologia Hoje, Botucatu, ano 3, nº 15, p.21-24.

Ecologia da polinização de *Dyckia encholirioides* var. *encholirioides* (Bromeliaceae, Pitcairnioideae), na Ilha de Santa Catarina, SC

Tânia M. Guerra[1, 3] & Afonso I. Orth[2, 3]

[1,]Bolsista Recém Doutora/CNPq;[2] Professor PhD Agronomia;

[3]Laboratório de Entomologia, Centro de Ciências Agrárias (Depto. Fitotecnia)/UFSC, CP 476, Florianópolis, SC

1. Introdução

Existem poucos estudos sobre a relação abelha-flor em áreas naturais brasileiras (Carvalho & Bego, 1995), principalmente em relação à Família Bromeliaceae (Siqueira Filho, 1998; Fischer, 1994; Buzato, 1995; Santos, 2001).

A espécie *Dyckia encholirioides* (Gaud.) Mez var. *encholirioides* é uma planta vistosa, que apresenta uma densa roseta formada por folhas verde claras espinhosas, e uma inflorescência paniculada com cerca de 2 m de altura. Esta espécie pode apresentar flores amarelas ou alaranjadas e muitas vezes constitui um agrupamento denso e espinhoso, com hábito rupestre ou terrícola. Trata-se de uma planta característica da costa litorânea (estados de São Paulo até o Rio Grande do Sul), presente tanto em afloramentos rochosos, quanto em restingas herbáceas (Reitz, 1983)

Assim, a principal ameaça às populações naturais de *D. encholirioides* var. *encholirioides*, na Ilha de Santa Catarina, provem de sua ocorrência em restingas e costões litorâneos, que embora sejam consideradas áreas de extrema importância para preservação da biodiversidade na Ilha de Santa Catarina (Ministério Do Meio Ambiente, 2002), são locais que, cada vez mais, se encontram sob forte pressão antrópica. De modo que, torna-se urgente o conhecimento ecológico desta espécie, a fim de proporcionar informações sobre o papel que elas representam na manutenção do equilíbrio de seus hábitats.

O presente estudo objetivou identificar, quantificar e investigar o comportamento dos visitantes às flores de *D. encholirioides* var. *encholirioides*.

2. Métodos

A área de estudo fica situada no bairro do Pântano do Sul, em Florianópolis, Ilha de Santa Catarina, SC (entre as latitudes 27º22'S e 27º50'S). Essa área, atualmente em franca urbanização, originalmente correspondia a uma restinga arbórea, ainda presente em seu perímetro norte e leste.

A investigação foi conduzida durante a floração de 17 exemplares de *D. encholirioides* var. *encholirioides*, do meio de agosto até a primeira semana de outubro de 2002. Foram realizadas observações naturalísticas dos visitantes florais (Lehner, 1979), que propiciaram a descrição de seu comportamento forrageiro, a quantificação das visitas de cada espécie e a verificação da freqüência de visitação dos principais visitantes florais.

3. Resultados e Discussão

Fenologia Floral

A inflorescência de *D. encholirioides* var. *encholirioides* é paniculada e possui entre 8 e 15 ramos, com 60 flores em média.

Cada inflorescência demora cerca de 10 dias para abrir todas as flores. A flor exibe uma corola radial, de cerca de 10 mm, e pouco profunda (cerca de 4 mm), que se abrem ao longo de todo o dia, sendo classificada como uma espécie de antese diurna. As flores apresentam uma coloração alaranjada intensa e, duram cerca de 1,5 dia, quando as anteras passam a exibir uma coloração ligeiramente acobreada.

A seqüência de abertura das flores segue o eixo central, de baixo para cima, sendo que o florescimento das hastes laterais tem início após a antese de mais de 50% das flores do eixo principal. Esta informação não corrobora Reitz (1983), que apresenta a floração de *D. encholirioides* como começando a abrir pela metade da inflorescência, subindo e descendo em ordem. Esta planta exala um perfume, que pode ser notado, nas últimas horas do dia, como um suave aroma adocicado (T. M. Guerra, observação pessoal), corroborando Reitz (1983).

Embora os recursos tróficos não tenham sido quantificados, a produção de néctar deve ser contínua, uma vez que as visitas às flores ocorreram durante todo o dia.

Visitante florais e seu comportamento

Foram observadas seis espécies de visitantes florais, cinco pertencentes à Apoidea (abelhas), e uma à Trochilidae (beija-flor). Das abelhas visitantes, três pertencem à Família Apidae (*Xylocopa brasilionorum*, *Apis mellifera* e *Trigona spinipes*) e duas pertencem à Família Halictidae (em fase de identificação).

Xylocopa brasilionorum (Apidae, Xylocopinae)

Foi o visitante floral mais freqüente, chegando a visitar de 8 a 14 flores por minuto. Possivelmente é o polinizador de *D. encholirioides* var. *encholirioides*, devido às semelhanças verificadas entre as conformações morfológicas da flor e da cabeça dessa abelha, à sua freqüência de visitação às flores e ao seu comportamento durante as visitas. Estas visitas tinham início nas primeiras horas da manhã (por volta de 6:30h), e se estendiam até cerca de 18 horas, quando a pouca claridade já não permitia sua visualização. Esta espécie visitava todas as flores abertas, não discriminando aquelas abertas no dia das abertas no dia anterior (com as anteras escurecidas). No entanto, ela se demorava e coletava néctar somente nas flores abertas no dia. Durante as visitas, *X. brasilionorum* dobrava a parte ventral do corpo sobre si mesma, e enquanto agitava as pernas intensamente, roçava tanto as anteras quanto o estigma. Esta espécie, assim como *Apis mellifera*, foi capaz de manipular os botões em pré-antese e coletar pólen. Ramalho, Batista & Silva (2002), verificaram a associação de uma outra espécie de Xylocopinae, *Xylocopa abbreviata*, a uma espécie de *Encholirium* (Bromeliaceae, Pitcairnioideae), na região semi-árida brasileira. Tal fato somado ao resultado do presente estudo indica a existência de uma relação bastante estreita entre as espécies de Pitcairnioideae e de Xylocopinae.

Apis mellifera (Apidae, Apinae)

As visitas de *Apis mellifera* foram raras (em média, quatro visitas por hora), e concentradas às horas mais quentes do dia, entre 10:30 e 16:30 h. Este fato sugere haver uma relação oportunista entre esta abelha e o recurso floral de *D. encholirioides* var. *encholirioides*. Isso porque, por se tratar de uma espécie eussocial, formadora de colônias com centenas de indivíduos, que por este motivo deveriam corresponder à espécie visitante dominante em relação às demais, que são solitárias.

Ao contrário de *X. brasilionorum*, esta espécie prontamente reconhecia e evitava as flores abertas no dia anterior. Esta espécie coletava néctar, de flores abertas, e pólen, de flores e botões florais em pré-antese.

Trigona spinipes (Apidae, Meliponinae)

Embora tenha sido um visitante freqüente das flores de *D. encholirioides* var. *encholirioides*, durante a maior parte das visitas ela coletava resina e partes da corola floral. Em uma proporção bastante menor, era feita a coleta de pólen. Independente do recurso coletado, *T. spinipes* exibiu um comportamento bastante agressivo em relação à *Xylocopa brasilionorum*, quando da visita de ambas à mesma flor.

Halictidae

As duas espécies dessa família, aqui referidas como *Halictidae* sp1 e *Halictidae* sp2, foram visitantes bastante raros, que utilizaram os recursos tróficos de flores localizadas mais perifericamente à concentração principal de flores, tais como aquelas localizadas em hastes quebradas ou dobradas, ou pertencentes a conjuntos menores de plantas em flor, e por isso, com menores quantidades de visitantes. Ambas estiveram associadas, juntamente com *Apis mellifera* a plantas, herbáceas e subarbustivas, adjacentes à *D. encholirioides* var. *encholirioides*.

Trochilidae

Foi observada uma espécie de beija-flor, que fazia poucas visitas ao longo do dia, mas a cada visita, percorria todas as flores abertas, por breves períodos (2 a 3s/flor). Esta espécie foi considerada polinizadora ocasional de *D. encholirioides* var. *encholirioides*, uma vez que a morfologia da flor, pouco profunda e com corola radial, dificultaria a transferência de uma quantidade de grãos de pólen que possibilitasse a polinização. Isso, porque, eles teriam que ficar aderidos ao ápice do bico, que é uma superfície bastante lisa.

D. encholirioides var. *encholirioides* é uma espécie que floresce basicamente do final do inverno ao início da primavera, uma época em que poucas plantas estão florescendo. Desse modo, cabe a ela fornecer um importante suprimento seus visitantes para a primavera, estação em que ocorrerá o período reprodutivo e o desenvolvimento das novas gerações. Somado a isso, como na região Sul as temperaturas permanecem relativamente baixas neste período e que 83% das espécies visitantes são nativas, esta espécie corresponde a uma espécie fundamental à manutenção da biodiversidade de seu hábitat, a restinga e os costões rochosos litorâneos.

4. Conclusão

Baseado no comportamento dos visitantes de *D. encholirioides* var. *encholirioides*, ela pode ser classificada como portadora de uma flor melitófila.

X. brasilionorum é o provável polinizador de *D. encholirioides* var. *encholirioides*, devido às semelhanças entre a morfologia da flor e de sua cabeça, à sua freqüência de visitação e ao seu comportamento durante as visitas às flores.

Embora se trate de resultados preliminares, estes são promissores em relação à interação entre as abelhas e as flores desta espécie de Bromeliaceae.

D. encholirioides var. *encholirioides* representa uma fonte de recurso trófico primordial à manutenção do equilíbrio de seu hábitat.

5. Referências Bibliográficas

Buzato, S. (1995) Estudo comparativo de flores polinizadas por beija-flores em três comunidades da mata atlântica no Sudeste do Brasil. Campinas, SP: Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas

Carvalho, A. M. C.; Bego, L. R.(1997) Exploitation of available resources by bee fauna (Apoidea - Hymenoptera) in the Reserva Ecológica do Panga, Uberlândia, state of Minas Gerais, Brazil. Revista Brasileira de Entomologia, v. 41, n. 1, p. 101-107.

Centro de Estudos, Cultura e Cidadania (1997). Uma cidade numa ilha: relatório sobre os problemas sócio-ambientais da Ilha de

Santa Catarina / Centro de Estudos , Cultura e Cidadania-CECCA.2 ed. Florianópolis: Insular; CECCA, 248p
Fischer, E. A. (1994) Polinização, fenologia e distribuição espacial de Bromeliaceae numa comunidade de Mata Atlântica, litoral sul de São Paulo. Campinas, SP: Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas
Lehner, P. N. (1979) Handbook of ethological methods. New York, Garland STPM Press. 1979
Matos, J. Z. (2000) Ecologia de bromélias, com ênfase em *Vriesea incurvata* Gaud. (Bromeliaceae), em áreas de vegetação primária e secundária da Floresta Tropical Atlântica, no Sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina.
Ministério do Meio Ambiente (2002) Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: MMA/ SBI, 404p
Ramalho, M., Batista, M. A., Silva, M. (2002) *Xylocopa abbreviata* (Apidae) e *Encholirium* – no semi-árido do Brasil. Resumo do V Encontro sobre Abelhas. Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto (FFCLRP) – USP e Faculdade de Medicina de Ribeirão Preto (FMRP) – USP. Ribeirão Preto, SP.
Reitz, R. (1983) Bromeliaceae e a malária - bromélia endêmica. Flora Ilustrada Catarinense, tomo 1, 518p
Santos, D. S. (2001) Biologia reprodutiva de *Bromelia antiacantha* Bertol (Bromeliaceae) em uma população natural sob cobertura de Floresta Ombrófila Mista. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina.
Siqueira Filho, J. A. (1998) Biologia floral de *Hohenbergia ridleyi* (Baker) Mez. Bromélia, 5: 1-4.

Comparação de métodos para estimar a cobertura de dossel em uma área de floresta Atlântica com e sem corte seletivo de madeira

Tathiane M. de VASCONCELLOS; Júlio César VOLTOLINI; Fábia Lugli SPER & Marcela R. da Silva SANTOS. Grupo de Estudos em Ecologia de Mamíferos (ECOMAM - www.ecomam.hpg.ig.com.br), Universidade de Taubaté, Departamento de Biologia, Taubaté, SP, 12030-010.

1 - Introdução

1.1 - O Significado biológico das medidas da estrutura da vegetação

Nas pradarias, savanas, tundra, florestas, estepes e regiões alagadas, as espécies de plantas propiciam alimento, cobertura e em algumas circunstâncias água, elementos de habitat essenciais à sustentação de uma população viável (Richards 1998; Kent & Coker 1996). Para estudar estes aspectos, a ecologia vegetal utiliza diversas abordagens; pode-se estudar o número de espécies e indivíduos (diversidade) numa determinada área, como as espécies vegetais são substituídas ao longo de meses (sucessão), a sua produção de folhas, flores, frutos e sementes (fenologia) ou qual o tamanho das árvores, sua densidade, estratificação da folhagem, idade e estádios dos indivíduos (estrutura).

Destas abordagens, o estudo da estrutura da vegetação é um dos mais simples (Voltolini 2003) e as informações adquiridas podem ser utilizadas para explorar problemas ecológicos, de conservação e manejo (Higgins et al. 1994). Nos estudos sobre ecologia e conservação de artrópodos, anfíbios, répteis, aves e mamíferos pode-se utilizar medidas da estrutura da vegetação para investigar se há seleção de habitat para a alimentação, acasalamento e outras atividades do comportamento. Por exemplo, pode-se comparar o estado de regeneração de áreas submetidas a distúrbios como o corte seletivo de madeira com áreas preservadas para estabelecer planos de manejo e conservação de florestas.

Estas informações sobre o habitat podem ser utilizadas para estabelecer planos de conservação e manejo de espécies ameaçadas. Dessa forma, as medidas de vegetação são muito utilizadas (1) para direcionar a interpretação dos fenômenos vegetais, (2) estimar a capacidade suporte do habitat, (3) caracterizar a cobertura e componentes do habitat para espécies ameaçadas e (4) auxiliar no monitoramento de espécies a longo prazo para determinar as condições do habitat.

1.2 - Técnicas para medir vegetação

Os métodos de amostragem de vegetação fazem parte de várias disciplinas ecológicas, dentre as quais, a ecologia vegetal, florestal e conservação (Kent & Coker 1996). As numerosas técnicas para amostrar cobertura enquadram-se dentro de 3 categorias, baseadas em diferentes unidades geométricas: linhas, pontos e parcelas (Floyd & Anderson 1987). Diferentes técnicas são necessárias para diferentes tipos de habitat e estágios de crescimento e as variáveis mais exploradas são a cobertura, a densidade, a freqüência de estruturas e a biomassa (Hanley 1978).

Existem vários métodos para medir a vegetação. O mais simples, porém mais subjetivo, é a simples estimativa visual (porcentagem) da cobertura da copa das árvores (dossel). Além deste, existem os métodos de interceptação de pontos ou de linhas que estimam a cobertura da copa e a herbácea; o densiômetro esférico côncavo e o densitômetro que estimam a cobertura da copa; o mapeamento por parcela que apenas descreve o estrato herbáceo (Higgins *et al.* 1994) e as fotografias hemisféricas que estimam a cobertura do estrato arbóreo com auxílio de programas de computador (Voltolini 2003).

Existem duas fontes de erro nas estimativas da estrutura da vegetação, devido ao método utilizado e ao observador. As estimativas visuais sem o uso de aparelhos estão entre as mais suscetíveis a erros, pois são mais subjetivas. Dessa forma o presente estudo teve como objetivo explorar as seguintes perguntas: *1 - As estimativas da cobertura de dossel realizadas por diferentes métodos são iguais entre os observadores?* Isto permitiu avaliar quais métodos são mais afetados pelo uso de diferentes observadores. *2 - As estimativas da cobertura de dossel realizadas por diferentes métodos são iguais?* Isto permitiu discutir quais métodos seriam mais apropriados para futuros estudos não apenas sobre vegetação, mas também sobre Ecologia animal onde a estrutura do habitat pode ser medida para investigar hipóteses sobre seleção de habitat.

2 - Metodologia

2.1 - Região de estudo

O presente estudo foi realizado no Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) e abrange um dos últimos remanescentes de Floresta Atlântica com 315.319,000 hectares estendendo-se do Litoral Norte do estado até o Litoral Sul e Vale do Ribeira (Secretaria do Meio Ambiente SP 1998).

O parque é dividido em núcleos sendo um deles o Núcleo Santa Virgínia (NSV) que abrange uma área de aproximadamente 16.000 hectares nos municípios de São Luiz do Paraitinga, Natividade da Serra (até o bairro Pouso Alto) e Cunha (até o bairro do Palmital). Sua sede localiza-se nas coordenadas 23° 24' a 23° 17' da latitude sul e 45° 03' de longitude oeste. O NSV está situado numa região de escarpas com bom manancial hídrico, altitude de 860 a 1500 m e precipitação média anual de 1.848 mm^3. A vegetação do NSV é classificada como Floresta Ombrófila Densa Montana (Secretaria do Meio Ambiente SP 1998).

2.2 - Sítio de Estudo

O estudo foi realizado na trilha do Ipiranga (8.500 m) onde ocorreu corte seletivo de madeira e queima de parte desta para produção de carvão até vinte anos atrás. Esta porção da trilha é dominada por famílias como Melastomataceae e em especial pelo manacá da serra (*Tibouchina spp.*) e possui alta densidade de lianas. Nesta mesma trilha, está o Morro do Guatambu onde a floresta encontra-se intacta e dominada por famílias como Arecaceae, Melastomataceae, Mirtaceae e Lauraceae. Esta área é uma das porções mais preservadas de Floresta Atlântica no Estado de São Paulo.

2.3 - Planejamento Amostral

Foram estabelecidas 46 parcelas (réplicas) com um metro quadrado na área com corte seletivo (trilha do Ipiranga) e 50 em áreas maduras (Morro do Guatambu). As parcelas foram estabelecidas a cada 50 metros na trilha e posicionados pelo menos 15 metros para o interior da vegetação. Foram utilizados três métodos de amostragem para estimar a cobertura da vegetação de dossel (segundo Voltolini 2003):

I - ESTIMATIVA VISUAL EM PORCENTAGEM: sem o uso de equipamentos, cada observador estimou visualmente a cobertura do dossel em porcentagem;

II - ESTIMATIVA POR ÁREA DE GRADE: uma grade com 36 quadrículas de 5x5cm era posicionada acima da cabeça do observador e verificava-se o número de quadrículas preenchidas pela vegetação do alto da floresta. Apenas as quadrículas cobertas por, no mínimo 50% da folhagem, foram contadas. Os dados de cada parcela foram transformados em porcentagem dividindo o número de quadrículas cobertas pela vegetação pelo total de quadrículas (36) e multiplicando o resultado por 100.

III - ESTIMATIVA POR PONTO DE GRADE: utilizamos a mesma grade anteriormente citada, porém consideramos somente os 25 pontos de intersecção das linhas e contamos o número de pontos cobertos pela vegetação. Os dados foram transformados em porcentagem.

2.4 - Análise Estatística

Cada estimativa de cobertura foi registrada nos mesmos pontos pelos quatro observadores e para os três métodos e assim, o efeito do observador foi investigado por uma ANOVA para medidas repetidas (teste de Friedman) com comparações múltiplas de Conover e ilustrado por um gráfico de Intervalo de Confiança (IC) da mediana de 95% (Conover 1999). Esta análise tinha por objetivo identificar observadores que poderiam introduzir um efeito nos dados e após isto, retirar os dados destes observadores para fosse possível comparar os métodos sem o efeito dos observadores.

Quanto a escolha do melhor método, este estudo foi desenhado com a intenção de comparar a cobertura do dossel na área que sofreu corte seletivo de madeira com a que não sofreu corte. Por isso, a primeira hipótese era que na área com corte seletivo o dossel deveria ser mais heterogêneo por ainda estar em regeneração e o melhor método deveria registrar maior variação neste local. Para tal calculamos o coeficiente de variação (CV) para os três métodos nas duas áreas. Segundo, os métodos que conseguissem detectar esta diferença com os menores valores possíveis de CV seriam o mais precisos estatisticamente. Assim, a segunda hipótese era que os métodos de área e pontos apresentariam os valores de CV mais baixos por serem mais objetivos do que o método de estimativa visual em porcentagem.

As análises foram realizadas com os programas estatísticos STATISTICA 5.0 (Statsoft 2000) e STATSDIRECT 1.8.0 (Camcode 2000) segundo Zar (1999).

4 - Resultados e Discussão

As estimativas da cobertura de dossel realizadas por diferentes métodos são iguais entre os observadores? Em estudos com vários observadores as estimativas de vegetação podem ser diferentes (Robards et al. 2000; Smith 1944). No estudo de Robards (2000), os observadores tendiam a subestimar a cobertura de dossel quando usavam métodos visuais subjetivos. No presente estudo a igualdade nas estimativas de cobertura do dossel entre os observadores também não foi aceita, pois o segundo observador registrou uma tendência de superestimar a cobertura no método visual e subestimá-la nos métodos de área e ponto. Tal resultado deixa claro que no caso do emprego de diferentes observadores deve-se realizar uma análise destes antes de proceder com outras comparações.

As estimativas da cobertura de dossel realizadas por diferentes métodos são iguais? São raros os estudos publicados comparando métodos como os aqui testados, pois a maioria das revisões enfoca mais os métodos de alto custo como o uso de fotografias hemisféricas. Neste estudo de métodos de fácil acesso, os três conseguiram registrar a maior variação na cobertura da vegetação na área com corte seletivo de madeira. Quanto à precisão estatística, a variação registrada pelos métodos de estimativas por pontos ($Cv_{sem\ corte}$=0,06; $CV_{com\ corte}$=0,08) e área coberta ($CV_{sem\ corte}$=0,05; $CV_{com\ corte}$=0,07) foram menores do que as registradas pelo método de estimativa visual ($CV_{sem\ corte}$=0,09; $CV_{com\ corte}$=0,15). Como esperado, métodos mais objetivos de estimativa apresentaram maior precisão.

Concluindo, o uso de diferentes observadores deve ser planejado no planejamento amostral de um projeto incluindo medidas de estrutura de habitat e também avaliado estatisticamente quanto ao possível efeito sobre os dados e métodos que envolvam maior objetividade para as estimativas devem ser utilizados.

5 - Referências Bibliográficas

BROWN, N.; JENNINGS, S.; WHEELER, P.; NABE-NIELSEN, J. 2000. An improved method for the rapid assessment of forest understorey light environments. Journal of Applied Ecology 37:1044-1053.

CONOVER, W. J. 1999. Practical nonparametric statistics. 3ª ed. John Wiley & Sons, Inc. New York. 584p.

FLOYD, D. A.; ANDERSON J. A. 1987. A comparison of three methods for estimating plant cover. Journal of Ecology 75:221-228.

HANLEY, T. A.; 1978. A Comparison of the Line-interception and quadrat estimation methods of determining shrub canopy coverage. Journal of Range Management (1):31.

KENNEDY, K. A.; ADDISON, P. A. 1987. Some considerations for the use of visual estimates of plant cover in Biomonitoring. Journal of Ecology 75:151-157.

GREIG-SMITH, P. 1983. Quantitative Plant Ecology. 3ª ed., 359. Blackwell. California.

KENT, M.; COKER, P. 1996. Vegetation Description and Analysis. 363. Wiley, New York. USA.

HIGGINS, K. F.; OLDEMEYER, J. L.; JENKINS, K. J.; CLAMBEY, G. K.; HARLOW, R. F. 1994. Vegetation Sampling and Measurement. In: BOOKHOUT, T. A. (Ed.) Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats. 5ª ed. Bethesda: The Wildlife Society. pp.567-591.

VOLTOLINI, J. C. 2003. Como iniciar o meu primeiro projeto de pesquisa em ecologia e conservação de mamíferos? In: Cullen, L.; Rudran, R. & C. V. Pádua (Eds.). Manual Brasileiro em Técnicas na Biologia da Conservação e no Manejo da Vida Silvestre. Smithsonian Institution, National Zoological Park e IPÊ.

Análise da efetividade das armadilhas de queda (*pitfall traps*) com a utilização de diferentes números de cercas guias na amostragem de animais cursores de folhiço na Mata Atlântica do extremo sul da Bahia. Jorge.

Tatiana B. Dantas [a] ; Moacir Tinoco [b], Anderson Abbehusen [c] ; Jorge Nei de Freitas [d] ; Érica Sena [e] & Pedro Luís Bernardo da Rocha [f].
[a,b,c] Mestrado em Ecologia e Biomonitoramento Universidade Federal da Bahia (tatiana.bichara@terra.com.br); [d,e] graduação Biologia Universidade Federal da Bahia; [f] Laboratório de Vertebrados Terrestres, Universidade Federal da Bahia.

1.Introdução

Armadilhas de queda ou *pitfall traps* representam os principais instrumentos utilizados na coleta de invertebrados de folhiço, anfíbios e répteis de solo (William *et al*. 1983; Mengak *et al*. 1987) principalmente pelo fato de eliminarem vieses causados pelas variações entre coletores (Vogt & Hine, 1982). Correspondem a recipientes enterrados no solo, normalmente acoplados a cercas de direcionamento ou cercas guias possibilitando amostrar animais que normalmente não são acessados por outros métodos; especialmente em estudos de riqueza, abundância, biomassa e ecologia (Campbell *et al*. 1982; Corn & Bury 1987; Cechin *et al*., 2000; Enge 2001). Apesar de amplamente empregados, muitos "designs" envolvendo diferentes tipos e tamanhos de armadilhas de queda têm sido propostos e testados, evidenciando uma não padronização de sua utilização: alguns estudos sugerem a aplicação de 2 ou 3 cercas guias na maximização das coletas com lagartos e anfíbios (Campbell *et al*. 1982; Corn 1994; Greenberg Ch, 1994), enquanto que outros, realizados em ecologia de população (Corn 1994), invalidam sua utilização. Diante dessa falta de padronização metodológica, esse estudo objetivou-se analisar a eficiência das armadilhas de queda com a aplicação de nenhuma (0), uma (1), duas (2) ou três (3) aparadeiras (cercas guia) em relação à abundância e riqueza de captura de artrópodes cursores de folhiço, coletados num fragmento de Mata Atlântica no extremo sul da Bahia, com intenção de contribuir com a utilização mais acertada do método, minimizar problemas de logística e reduzir custos na sua aplicação.

2. Métodos

O estudo foi realizado na RPPN Estação Veracruz, de propriedade da empresa Veracel SA, localizada entre os municípios de Porto Seguro e Santa Cruz Cabrália (16°23'S, 39°10'W), no extremo sul da Bahia, entre os meses novembro e dezembro de 2002. A reserva possui 6069 ha, dos quais 80% são de floresta primária, representando um dos últimos remanecentes de Mata Atlântica no país. O experimento foi instalado numa área de floresta secundária em estágio avançado de regeneração, selecionada aleatoriamente. Foi implantada uma grade com 16 armadilhas, contendo os 4 tratamentos: (0) nenhuma aparadeira; (1) uma aparadeira; (2) duas aparadeiras; e (3) três aparadeiras. Utilizou-se 16 baldes plásticos (40 litros), enterrados no solo, contendo 500ml de uma solução de formol e detergente a 8% e 4% respectivamente. As armadilhas foram dispostas aleatoriamente, selecionadas através de sorteio, dispostas 5 m de distância entre as linhas e 10 metros entre as colunas. Os pontos de instalação de cada armadilha foi escolhido seguindo orientação de uma bússola manual (sentido N - colunas/ W - linhas). As cercas foram dispostas sempre com a primeira aparadeira direcionada para o norte, a segunda para o sul e nos tratamentos com 3 aparadeiras, nas direções norte, sudeste e sudoeste. Os baldes foram abertos a partir do primeiro dia da instalação e visitados diariamente para coleta das amostras e posterior triagem. Também foram tomadas diversas variáveis ambientais, ao longo da grade amostral, objetivando verificar a homogeneidade da área escolhida para implantação do experimento. Para cada réplica de cada tratamento foram medidas: Temperadura do solo; Umidade do Solo; Temperatura Ambiente; Umidade Relativa do Ar; Luminosidade; Altura do Folhiço; Cobertura do folhiço; Cobertura de Herbáceas; Troncos Caídos; Perímetro de queda; Perímetro de Captura; CAP de lenhosas; Distância de CAP; Densidade de lenhosas, medidas dentro de um raio de 1,5m, correspondente a circunferência de balde. Os exemplares foram triados e acondicionados em tubos de ensaio com solução de álcool a 70%.

Com base nas coletas, os bichos foram classificados até morfoespécies onde foram calculadas as abundâncias e riquezas para as Ordens, e para o total de artrópodes, testadas as significâncias através do teste de hipóteses ANOVA - Kruskal-Wallis. A matriz das abundâncias e riquezas de artrópodes e das variáveis ambientais medidas no estudo foi padronizada e então reduzida através da Análise de Componente Principal (PCA), através do programa SPSS para Windows, utilizando o modelo Anderson-Rubin com aplicação da rotação ortogonal VARIMAX que simplifica a estrutura dos componentes ambientais. A intensidade da correlação entre os tratamentos, suas abundâncias e riquezas individuais e totais, e as variáveis ambientais foram medidas através dos coeficientes de correlação de Pearson, Spearman e de Dunn.

3. Discussão e Resultados

Os 1378 artrópodes coletados foram agrupados em 15 Ordens de quatro grandes grupos: Insecta; Aracnida; Crustacea e Myriapoda. Os valores encontrados não foram estatisticamente significativos para a abundância e riqueza por Ordens dos artrópodes amostrados quanto ao número diferenciado de aparadeiras. Por outro lado, mostraram significância estatística em relação aos valores totais de abundância ($p = 0.049988$). Após ter se verificado a diferença entre os tratamentos em relação a esse parâmetro, aplicou-se um teste de correlação múltipla cujos resultados mostraram diferenças na utilização de baldes com nenhuma aparadeira (0), daqueles com duas (2) e três (3); e entre os baldes com uma aparadeira (1) com os de três aparadeiras (3). O teste não foi capaz de evidenciar a diferença entre os baldes com nenhuma (0) e uma (1), e daqueles com duas (2) e três (3). A análise de PCA aplicada para os gradientes indiretos extraiu 5 componentes que explicaram aproximadamente 76% da variação total dos dados. Esta análise foi capaz de mostrar que a área escolhida era relativamente homogênea, não sendo fator de interferência na abundância e riqueza de captura dos artrópodes, pois foram avaliados os cincos componentes extraídos da análise de PCA com o número de aparadeiras e o perímetro de captura, em um teste de Spearman, verificando-se não existir correlação entre estas e os componentes das variáveis ambientais.

4. Conclusões

Apesar da utilização de muitos "designs" envolvendo vários tipos e tamanhos de armadilhas de queda, evidenciando uma não padronização de sua utilização, as análises dos valores totais de artrópodes cursores de folhiço capturados nas armadilhas de queda desse estudo permitiram, segundo os métodos estatísticos aplicados, evidenciar de que o número de cercas guia apenas interfere na abundância total de artrópodes coletados. Visando o melhor emprego do método, minimizar problemas de logística e reduzir custos na sua aplicação, sugere-se a utilização de apenas duas aparadeiras (cercas guia), que demonstraram ter grande eficiência na captura de artrópodes cursores de folhiço.

5. Referências Bibliográficas

Campbell H W & Christian S P. (1982). Field techniques for

herpetofaunal communities analysis. P 193-200. In NJ. Scott. (Ed.) Herpetological communities. Washington. U.S. Fish Wildlife Serv. Wildl

Cechin S. Z. & Martins M. (2000). Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. Revta Bras. Zool. 17(3): 729-740.

Corn P S & Bury R B. (1987). Evaluation of pitfall trapping in northwestern forests: trap arrays with drift fences. J. Wildl. Manage. 51(1): 112-119.

Enge K M. (2001). The pitfalls of pitfall traps. Journ. Of Herpetol. 35:(3) 467-478.

Greenberg Ch, Neary Dg, Harris Ld, (1994). Journal of Herpetology, 28: (3) 319-324.

Mengak M T & Guynn D C. (1987). Pitfals and snap traps for sampling small mammals and herpetofauna. Amer. Midl. Nat. 118: 284-288.

Vogt R C & Hine R L. (1982). Evaluation techniques for assessment of amphibian and reptile populations in Wisconsin. P. 201-217. In NJ. Scott. (Ed.) Herpetological communities. Washington. U.S. Fish Wildlife Serv. Wildl. Res. Rep. 13. IV-239p.

William D F & Braun S F. (1983). Comparison of pitfal and conventional trap for sampling small mammal population. Journ. Wildl. Manage. 47: 841-845.

(Agradecimentos: á coordenação do mestrado em Ecologia e Meio Ambiente da UFBA e a Empresa Veracel Celulose pela possibilidade de aplicação do estudo na Estação Veracruz).

O impacto de *Pteridium aquilinum* var. *arachnoideum,* Pteridophyta, na germinação e morfologia de plântulas de espécies arbóreas da Mata Atlântica

Thiago Affonso Belinato [a] & Dalva Maria da Silva Matos [b]
[a] (thiagobelinato@hotmail.com) [a,b] Universidade do Rio de Janeiro - UNIRIO

1. Introdução

Os incêndios de origem antrópica são atualmente um perigo em potencial para a manutenção biológica natural (Whelan 1995). Após a perturbação na mata, a entrada de espécies invasoras, tais como gramíneas (*Panicum maximum*) e samambaião (*Pteridium aquilinum*) é comum e esperada (Silva Matos *et al*. 2000, Silva Matos *et al.* 2001, Silva Matos *et al.* no prelo), aumentando sua degradação e as chances de um novo incêndio (Cochrane and Schulze 1999). A colonização rápida de espécies invasoras, prejudica a regeneração natural de uma floresta, impedindo mecanicamente na penetração das raízes de espécies nativas ou diminuindo a oferta de nutrientes por competição (Nepstad *et al*. 1991 *apud* Miriti 1998). Outro aspecto problemático que comumente ocorre em locais impactados, é a liberação no solo de compostos secundários por parte de espécies exóticas. Rice (1979) e Harper (1977), relatam que plantas expostas a aleloquímicos, possuem o seu crescimento comprometido, podendo ocorrer também retardamento na taxa de germinação, inchaço e escurecimento da semente, redução do comprimento da raiz, diminuição da quantidade de pêlos absorventes, além de problemas genéticos.

Uma invasora em potencial que coloniza áreas desmatadas e que produz compostos fenólicos secundários, é a samambaia *Pteridium aquilinum,* também conhecida como Samambaião por agricultores e fazendeiros. Segundo Martins *et al* (1995), essa espécie é encarada como um problema mundial, podendo se estabelecer em vários tipos de vegetação (Glass 1976), especialmente em clareiras naturais (Swaine e Humphrey 1997) ou áreas que sofreram incêndios ou derrubada de árvores (Del Amo 1991, Alonso-Amelot & Rodulfo-Baechler 1996). De acordo com Swaine e Humphrey (1997), esta samambaia cresce em solos férteis atingindo altura superior a 2 metros, e no inverno ocorre grande mortalidade de suas folhas, implicando na diminuição da biomassa das plântulas em processo de crescimento. Além disso, o acúmulo de necromassa sobre o solo por um longo período de tempo, determina a ocorrência de incêndios duradouros e mais intensos, o que por sua vez, não prejudica o desenvolvimento dessa samambaia, já que seu caule é extenso, ramificado e subterrâneo, regenerando-se facilmente em fase posterior. Conway (1949), afirma que *Pteridium aquilinum* possui associação com fungos em suas raízes, o que poderia de fato auxiliar na obtenção de nutrientes. Tal afirmação pode ser reforçada, na medida que o crescimento de fungos pode ser acelerado por compostos fenólicos produzidos por suas estruturas (Watt 1940). Evans e Bozzone (1977), provam que a reprodução vegetativa e sexuada dessa samambaia pode ocorrer em solos ácidos com pH variando de 4,2 à 5,8. Entretanto, Conway (1949) encontra indivíduos vigorosos em solos com pH 7,7 , evidenciando o grande poder adaptativo e generalista da espécie. Além de danos na flora em geral, pesquisas indicam que a ingestão de folhas de pterídio pode promover efeitos carcinógenos e histopatogênicos em animas (Alonso *et al* 1992 & Oyamada 1987).

De maneira a encontrar um manejo adequado de áreas onde *Pteridium aquilinum* é abundante, este trabalho tem por objetivo avaliar como a samambaia afeta a capacidade de germinação e a morfologia de plântulas de espécies arbóreas da Mata Atlântica na tentativa de se descobrir quais são mais resistentes e que possam ser empregadas em áreas ocupadas por *P. aquilinum*. Para tal, dez espécies foram selecionadas: Embaúba (*Cecropia ulmifolia*, Cecropiacea), Quaresmeira (*Tibouchina granulosa*, Melastomatacea), Aroeira *(Schinus therebentifolius*), Jacatirão (*Miconia cinnamomifolia*, Melastomatacea), Ipê-cinco-folhas (*Sparattosperma leucanthum*, Bignoniacea), Mutambo (*Guazuma ulmifolia*, Sterculiacea), Tamboril (*Enterolobium schomburgkii*, Leguminosae), Babosa-Branca *(Cordia superba*, Boraginaceae), Peloteira (*Guarea kunthiana*, Meliaceae) e Paineira-Rosa (*Ceiba boliviana*, Bombacaceae). O uso destas espécies foi indicado por Engenheiros Florestais da Coordenadoria de Recuperação Ambiental, uma vez que elas são utilizadas com relativo sucesso em projetos de reflorestamentos.

2. Métodos

O experimento consistiu de quatro repetições para cada espécie que passaram pelo seguinte processo: em cada repetição, foram selecionadas 200 sementes de cada uma das espécies escolhidas. Destas sementes, 100 foram utilizadas no grupo controle (regadas com água destilada) e o remanescente no grupo teste (regadas com solução pterídio 10%). As sementes dos dois grupos foram separadas em duas placas de Petri cada, divididas em dois quadrantes. Cada quadrante por sua vez, possuia 25 sementes.

A solução *Pteridium* foi obtida através de maceração de 50g das folhas coletadas e posterior diluição em 450ml de água destilada. O número de plântulas que germinaram foram registrados a cada 72 hs, e o tamanho de todas as partes externas (raiz, diâmetro na base do caule, caule e folhas) foram medidos com um paquímetro digital Mitutoyo CD-6”CS. Os dados numéricos da morfologia externa de todas as repetições foram reunidos em fase posterior e comparados através do teste estatístico não paramétrico Mann-Whitney.

3. Resultados

De maneira geral, houve uma diminuição da taxa de germinação ao longo dos dias, que foi menor para cinco espécies (Mutambo, Aroeira, Jacatirão, Ipê-cinco-folhas e Tamboril) e maior apenas para Peloteira e Babosa-Branca. Observou-se que a maioria das plântulas tratadas com a solução *Pteridium* tiveram uma diminuição significativa da raiz, como Quaresmeira (p=0,002), Mutambo (p=0,0001), Embaúba (p=0,0001), Aroeira (p=0,0001), Jacatirão (p=0,0003) e Ipê-cinco-folhas (p=0,0001). Apenas Peloteira obteve a raiz significativamente maior na solução teste (p=0,0001), enquanto que nas outras espécies restantes não houve diferença entre os tratamentos.

Por outro lado, o diâmetro na base do caule não foi muito influenciado nas espécies testadas. Com exceção de Mutambo que era estimulado (p=0,0013) e o de Babosa-Branca que era significativamente menor (p=0,0006). O comprimento do Caule foi afetado positivamente para Quaresmeira (p=0,0001), Embaúba (p=0,0205), Jacatirão (p=0,0001) e Tamboril (p=0,0168), já que estes se apresentavam significativamente maiores em solução com os aleloquímicos. Da mesma maneira, o tamanho das folhas também foi significativamente maior na solução teste em Quaresmeira (p=0,0001 para as duas folhas), Jacatirão (p=0,0001 para as duas folhas) e Tamboril (p=0,0185 para a folha 1 e p=0,0001 para a folha 2).

4. Conclusão

Houve retardamento na taxa de germinação para o grupo teste em Mutambo, Aroeira, Jacatirão, Ipê e Tamboril, o que pode estar relacionado a ação dos aleloquímicos na germinação das sementes, assim como observado por Rizvi (1992) em seus estudos. Por outro lado, ocorre estímulo na taxa de germinação de Peloteira e em menor grau com Babosa-Branca, discordando com a maioria dos trabalhos envolvendo alelopatia. Rice (1984), relata que o fenômeno de alelopatia não se restringe apenas a uma redução no crescimento de um vegetal, e que o estímulo desse também pode ser encarado como resultado de liberação de substâncias secundárias no meio ambiente.

A resposta de um vegetal à algum composto aleloquímico depende de muitos fatores, tais como temperatura do ambiente, tipo de solo, pH, e a concentração da substância no meio ambiente (Rice 1984 e Harper 1977). Portanto, o incremento de algumas espécies no comprimento da raiz, tamanho das folhas e caule pode estar relacionado com a temperatura, concentração a que o experimento foi submetido ou ainda estas espécies podem sofrer alelopatia positiva. Somente Paineira-Rosa não apresentou mudança significativa para nenhuma de suas estruturas externas.

As espécies mais resistentes aos aleloquímicos presentes nas folhas de *P. aquilinum* foram Peloteira, Babosa-Branca e Paineira-Rosa. As raízes dessas espécies não foram afetadas negativamente, assim como as outras estruturas, com exceção de Babosa-Branca que sofreu redução apenas no diâmetro na base do caule. As copas dessas espécies são relativamente grandes o que talvez pudesse diminuir a incidência de luz no solo, provocando assim uma baixa na população de *P. aquilinum*, uma vez que ela precisa de luz solar para desenvolver o extenso rizoma (Watt 1940) e consequentemente os aleloquímicos presentes em suas folhas (Humphrey & Swaine 1997). Os resultados mostram que a samambaia *P. aquilinum* representa um perigo na regeneração natural na Mata Atlântica, impedindo a sucessão secundária em áreas impactadas, afetando principalmente o sistema radicular das plântulas. Portanto, faz-se necessário o uso em campo de espécies que não possuem raiz prejudicada, assim como a taxa de germinação, para que seja possível a realização de um manejo adequado em áreas impactadas.

5. Bibliografia

Alonso, A. M. E., Perez, M. M., et al. (1992). Quantitation of pterosins A and B, and aptaquiloside, the main carcinogen of *Pteridium aquilinum* (L.Kuhn), by high pressure a liquid chromatography. Phytochemical Analysis, 3(4): 160-164.

Alonso-Amelot, M.E., Rodulfo-Baechler, S. (1996). Comparative spatial distribution, size, biomass and growth rate of two varieties of bracken fern (*Pteridium aquilinum* L.Kuhn) in a neotropical montane habitat. Vegetation, 125: 137-147.

Bozzone, D.M. ; Evans,L.S. (1977). Effect of buffered solutions and sulfate on vegetative and sexual development in gametophytes of *Pteridium aquilinum.* Amer. J. Bot. 64(7) : 897-902.

Cochrane, M. A. ; Schulze, M. D., (1999). Fire as a recurrent event in Tropical Forests of the Eastern Amazon: Effects on Forest structure, biomass, and species composition. Biotropica. 31(1), 2-16.

Conway, E. ; Arbuthnott, M. 1949. Occurence of Endotrophic Mycorrhiza in the Root of *Pteridium aquilinum* L.Kuhn. Nature. Vol 163 : 609-610.

Del Amo R. (1991), Management of secondary vegetation for artificial creation of useful rain forest in Uxpanapa, Veracruz, Mexico - An intermediate alternative between transformation and modification. S.del Amo R., Chapter 22, em Rain Forest regeneration and management, The Parthenon Publishing Group,Paris, França, UNESCO, Vol. 6 :343-350.

Glass, A.D.M. (1976). The allelopathic potential of phenolic acids associated with rhizosphere of *Pteridium aquilinum.* Can. J. Bot. , 54: 2440-2444.

Harper, J.L. (1977). Population Biology of Plants. Academic Press, London.

Humphrey , J.W.; Swaine, M.P.(1997). Factors affecting the natural regeneration of *Quercus* in Scottish oakwoods. I Competition from *Pteridium aquilinum*. Journal Applied Ecology, 34 :577-584.

Martins, R.P.; R.P.; Lewinsohn, T.M.; Lawton, J.H.(1995). First survey of insects feeding on *Pteridium aquilinum* in Brazil. Revista. Bras. Ent., 39(1) :151-156.

Miriti, M.N. (1998) Regeneração florestal em pastagens abandonadas na Amazônia central: a competição, predação e dispersão de sementes. Em Floresta Amazônica: Dinâmica, a Regeneração e Manejo, capítulo 12. Editores Gascon, C. e Montinho, P.. INPA, Manaus.

Oyamada, T. and T. Yoshikawa (1987). Histopathogenesis of intestinal tumors induced by oral administration of bracken fern, Pteridium aquilinum in rats. Japanese Journal Of Veterinary Science. 49(4): 687-696.

Rice, E. L. (1984). Allelopathy. Academic Press, London.

Rice, E.L. (1979). Bot. Rev. 45, 15-109.

Rizvi, S.J.M. and Rizvi,V. (1992). Allelopathy: Basic and applied Methods. Chapman & Hall, London.

Silva Matos, D.M.S.; Santos, C.J.; Chavalier, D.R. 2000. O Fogo na Floresta da Tijuca (Rio de Janeiro) e o uso de aceiros verdes no seu controle In: Anais do III Simposio de Recuperação de Áreas Degradadas, Blumenau.

Silva Matos, D.M., Herdy, L.C., Nogueira, F.L.P., Loyola, R. & Marcos, C.S. (2001). A ecologia do fogo na Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro (RJ). Anais do II Simpósio Latino Americano de Controle de Incêndios Florestais.

Silva Matos, D. M., Santos, C. Junius F., Chevalier, D. de R. Fire and restoration of the largest urban forest of the world in Rio de Janeiro City, Brazil. Urban Ecosystems, no prelo.
Whelan, R. (1995). The ecology of Fire. Cambridge University Press.
Watt, A.S. (1940). Contributions to the ecology of bracken (*Pteridium aquilinum*). I.The rhizome. New Phytologist. 39 :401- 411.

Estudo florístico e estrutural da vegetação arbustiva-arbórea em regeneração natural em uma área com plantio de *Eucalyptus grandis* hill ex maiden na área de preservação ambiental do Goiapaba-Açú, Fundão –ES

Thiago Alves SARNAGLIA[a] , *evillfire@homail.com* & *José Manoel Lúcio GOMES*[b] & *César Piffer BERTI*[a].
a- Graduandos da Escola de Ensino Superior do Educandário Seráfico São Francisco de Assis
b- Professor da Escola de Ensino Superior do Educandário Seráfico São Francisco de Assis

1. Introdução

Originalmente a vegetação de Mata Atlântica e seus ecossistemas associados cobriam aproximadamente 90% da área do Estado do Espírito Santo. Com o processo de colonização iniciava-se um processo acelerado de utilização dos recursos naturais, através de sucessivos ciclos de cultura agrícola, pecuária e urbanização resultando em um quadro alarmante (AGÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO EM REDE DO ESPÍRITO SANTO– ADERES, 1998).

Segundo a SOCIEDADE BRASILEIRA DE SILVICULTURA – SBS (1999), o Brasil é o país que possui a maior área plantada com florestas de rápido crescimento, especialmente com os gêneros *Pinus* e *Eucalyptus*. O Espírito Santo é o quarto Estado em área total reflorestada com eucalipto, abrangendo 172..381 ha (ADERES, 1998).

O trabalho realizado tem como objetivo avaliar a sucessão vegetal através da caracterização do sub-bosque arbustivo-arbóreo, em plantio de *Eucalyptus grandis* na Área de Preservação Ambiental do Goiapaba-açú, no município de Fundão, além de analisar a estrutura da vegetação arbustiva-arbórea no sub-bosque de *Eucalyptus grandis* e detectar a riqueza e a diversidade das espécies vegetais no estrato arbustivo-arbóreo no sub-bosque de *Eucalyptus grandis*. Onde o estudo florístico, estrutural, da riqueza e diversidade de espécies nativas ali presentes nos indicarão as espécies que se instalaram até o presente momento e que possuem potencial para recuperação de áreas com esse tipo de degradação em local de características semelhantes.

3. Métodos

A área de estudo encontra-se no município de Fundão - ES, integrante da APA (Área de Preservação Ambiental) do Goiapaba-açú, local compreende cerca de 10.000 m^2 e encontra-se com plantio de *Eucalyptus grandis*, localizada a cerca de 824m de altitude, que após ser plantado foi abandonado, não sendo realizado, então, o controle de sucessão vegetal e das formigas, o que acarretou em uma grande mortalidade da espécie.

No entorno da área em estudo ocorre Floresta Atlântica madura, com espécies nativas (considerado aqui as que ocorrem naturalmente, sem introdução por meio antrópico), mata baixa (scrub) e campos de altitude. A primeira, fechada, com altura de ate 25 m e muitas epífitas, a segunda, aberta a fechada, com altura ate 9 m, uma quantidade menor de epífitas que a anterior e a terceira, aberta, com altura de ate 5 m, sem presença expressiva de epífitas. Após a medição da área, foi elaborado um mapa na escala 1:10, e esta foi subdividida em 20 parcelas de 20x20m, respeitando uma bordadura 5 m. Realizou-se então o sorteio de 10 parcelas de 20x20 m, sendo estas demarcadas.

Os indivíduos arbustivos-arbóreos com circunferência a altura do peito (CAP) de 7,8 ou mais contidos nos limites destas parcelas foram contabilizados, no período de dezembro de 2002 a abril de 2003, durante esse período as espécies foram identificadas e/ou separadas em morfo-espécies, de acordo com a classificação de Engler. Obtendo-se também a altura e circunferência a altura do peito (CAP). As espécies foram identificadas a nível específico com a utilização de chaves de sistemática e através de comparações com o material botânico em herbários da UFES, MBML.

A área foi dividida em três faixas para amostragem de solo, em função da variação de profundidade a medida em que se aumenta a declividade e a proximidade dos afloramentos rochosos. Nas parcelas foram retiradas cinco amostras e, misturando-as, obteve-se no final uma única amostra por faixa e analisadas de acordo com a metodologia da EMBRAPA, 1997. Os parâmetros fitossociológicos foram calculados através do programa FITOPAC 1.

4. Resultados e Discussão

O levantamento florístico, realizado em uma área de 0,4 hectare tomada como amostra, revelou a presença de 530 indivíduos vivos, totalizando uma densidade de 1667 indivíduos por hectare. Os indivíduos vivos distribuem-se por 26 famílias, e 59 espécies nativas. As famílias, com maior número de espécies nativas, são Melastomataceae (com 04, *Miconia* sp.1; *Miconia* sp.2; *Tibouchina* sp.; Melastomataceae sp.), Myrtaceae (*Gomidesia martiana;* Myrtaceae sp.1; Myrtaceae sp.2; Myrtaceae sp.3), Rubiaceae (*Bathysia* cf. *australis;* Rubiaceae sp.1; Rubiaceae sp.2; Rubiaceae sp.3), Leguminosae (Leguminosae sp.1; Leguminosae sp.2; Leguminosae sp.3; Leguminosae sp.4), Euphorbiaceae (Alchornea triplinervia; Alchorneopis floribunda; Pera leandri; *Alchornea* sp.), que juntas somam 33,89% do total amostrado e Lauraceae (com 03, Lauraceae sp.1; Lauraceae sp.2; Lauraceae sp.3), Leg. Mimosoideae (*Inga* cf. *lenticellata; Inga* cf. *dulcis; Inga* sp.), Clusiaceae (*Vismia brasiliensis; Vismia* sp.; Clusiaceae sp.), Sapotaceae (*Pouteria macrocarpa*; *Pouteria* sp.; Sapotaceae sp.), totalizando 20,32%. Comparando com MORENO (1998), em um trabalho realizado na região da Floresta Ombrófila Densa Submontana secundária, cuja área sofreu retirada de madeira e foi usada para o plantio de café, na região de Imbé-RJ, as famílias que possuem o maior número de espécies são Leguminosae, Lauraceae, Moraceae, Myrtaceae, Euphorbiaceae e Rubiaceae. O que demonstra uma semelhança com o presente trabalho, com relação as famílias Myrtaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae, Leguminoseae e Rubiaceae.

Em termos de indivíduos por família, as dez que possuem maior número de indivíduos são: Melastomataceae (81), Cecropiaceae (58), Leg. Mimosiodeae (55), Myrtaceae (53), excetuando *Eucalyptus grandis*, Rubiaceae (49), Bignoniaceae e Rutaceae (36), Euphorbiaceae (23), Flacourtiaceae (22) e Leguminosae (19), que somados eqüivalem a 81,5% do número total. Com relação à distribuição quantitativa do número de indivíduos por família em THOMAZ (1996), em um trabalho de Florística e fitossociologia realizado na Estação biológica de Santa

Lúcia, Santa Teresa-ES, na Floresta Pluvial Atlântica Montana madura, Lauraceae é a família com maior número de indivíduos (302) e Myrtaceae assume a segunda posição, com 277 indivíduos, seguidas de Sapotaceae (214), Arecaceae (180), Annonaceae (85), Rubiaceae (70), Nyctaginaceae (69), Elaeocarpaceae (60), Chrysobalanaceae (59) e Mimosaceae com 51 espécimes. O que indica uma diferença com o presente trabalho já que por se tratar de uma floresta madura existem diferentes famílias que se destacam pelo número de indivíduos, excetuando-se Myrtaceae, que se destaca tanto na mata jovem quanto na madura.

Dos 530 indivíduos vivos amostrados no presente trabalho, obteve-se uma densidade total de 1.325 indivíduos por hectare, com uma área basal total de 6,3m^2.ha^{-1}. O diâmetro máximo encontrado foi de 34,06 cm, o mínimo de 1,27 cm, encontrando um diâmetro médio de 6,61cm, a altura máxima foi de 25,5m, a mínima de 2,0m, encontrando-se uma média de 8,3. O Índice de diversidade de Shannon weaver (H') é de 3,478 nats/ind para as espécies e (H') igual a 2,713 nats/ind para as famílias. Conforme BERG & FILHO (2000), no levantamento fitossociológico foram amostrados nas parcelas (0,84 ha) 2.145 indivíduos, distribuídos em 141 espécies e 51 famílias, resultando em uma densidade estimada de 2.553,57 indivíduos/ha. A área basal estimada foi de 45,0 m^2 /ha. A altura média foi de 7,8 m, sendo a máxima de 20 m e mínima 0,5 m. O diâmetro médio de 12,23 cm, o máximo de 66,21 cm e o mínimo de 5 cm. O Índice de diversidade Shannon-Wiener resultou no valor de 3,924 nats/ind. Afirmando a grande eficácia de regeneração local. (TABARELLLI *et al* 1993) encontraram em floresta secundária na encosta atlântica do Estado de São Paulo, o índice de Shannon de diversidade de 3,251 nats/ind, considerado alto para esse tipo de formação. A diversidade de espécies observadas pode estar relacionada à proximidade de fragmento vizinhos de mata primária que servem como fonte de propágulo (BLOOMFIELD *et al*, 1998). Demonstrando então uma ótima relação entre espécies e indivíduos na regeneração do sub-bosque estudado no presente trabalho, já que verificou-se 3,478 nats/ind. A principal família em ralação ao VC é Melastomataceae 36,5 (18,27%) , seguida pela Cecropiaceae 27,7 (13,88%) e Myrtaceae com 22,9 (11,49%). É observado também a alta importância de Cecropiaceae, já que apesar de estar com 13,88% de VC, possui apenas uma espécie, diferente do que ocorre com as outras famílias presentes entre as três primeiras em VC. Conforme MORENO (1998), a principal família em nível de VC foi Euphorbiaceae (43,4 na mata de 50 a.s.m. contra 26,0 na mata a.s.m.), sendo segunda Leguminosae (23,6 e 20,8 respectivamente). Diferentemente do observado no trabalho aqui realizado, existe uma diferença do valor do VC entre a primeira e a segunda família (cerca de 10%). Reforçando o equilibro da sucessão apresentada nesse estudo.

Os dados demonstram um solo típico de Mata Atlântica, com alta acidez, baixos teores de fósforo, cálcio, magnésio, baixa soma de bases, saturação de bases muito baixa e teor de matéria orgânica alto. Demonstrando ser um solo distrófico, isto é, com baixa concentração de nutrientes e conseqüentemente baixa fertilidade. Observando o resultado encontrado na análise química do solo de THOMAZ (1996), constata-se que o Fósforo e Potássio assumem valor baixo. No perfil 4 o teor de P é muito baixo. Cálcio e Magnésio se comportam de maneira semelhante, além de uma alta acidez e baixa saturação por bases. Notando-se semelhança com o resultado da análise de solo do presente trabalho.

Uma amostragem realizada em uma área de 1,37 ha inicialmente de floresta sazonal sub-montana no parque natural do Rio Doce, MG, onde ocorreu plantio de *E. grandis* , então com dez anos de idade, 888 indivíduos pertencentes a 123 espécies e 67 famílias, e reforçam, com ênfase, que o *E. grandis* não demonstra nenhum efeito alopático na regeneração vegetal de espécies nativas (JÚNIOR *et at* 1994),.

5. Conclusao

Neste local, a sucessão está ocorrendo com sucesso e com uma diversidade expressiva, indicando determinadas espécies e famílias com grande potencial para serem utilizadas em recuperação de áreas degradadas com plantio de eucalipto. Além disso, demonstra que a presença de *Eucalyptus grandis* não impediu a regeneração do sub-bosque nestes onze anos.

6 – Bibliografia

AGÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO EM REDE DO ESPÍRITO SANTO – ADERES. *Plano mestre para o desenvolvimento florestal e da indústria de base florestal do Espírito Santo*, Vitória: STCP Engenharia de Projetos, 242 p., 1998.

BLOOMFIELD, V. K.; SAMPAIO, L. M.; SANTANA, C. A. A.; OLIVEIRA, R. T.; COSTA, S. R.; CARVALHO, L. M.; MARCONDES, N.; FRICKMANN F. & D'AVILA, N. S. G.; *Composição Florística em Fragmentos Florestais no Estado do Rio de Janeiro*, Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros, v. 4, p. 241-249, São Paulo, 1998.

JÚNIOR, M. C. da S. & SCARANO, F. R. & CARDEL, F. de S. *Regeneração de Floresta Atlântica com Plantio de* Eucalyptus grandis, *no Sudeste do Brasil*, Jpurnal of Tropical Ecology n.11, p. 147-152, 1993.

MORENO, M. R. *Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na Mata Atlântica de Encosta da Região de Imbé –RJ, Dissertação* para obtenção do grau de Bacharelado em Ciências Biológicas, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Rio de Janeiro,1998.

SOCIEDADE BRASILERA DE SILVICULTURA – SBS. *Estatísticas Florestais.* Disponível em: <www.sociedadebrasileiradesilvicultura.com.br>. Acesso em: Jan/Fev 2003.

TABARELLI, M.; VILLANI, J. P. & MANTOVANI, W. *Estrutura, composição florística e dinamismo de uma floresta secundária na Encosta Atlântica, São Paulo*, In: Congresso Florestal Brasileiro, 7, Curitiba, Anais v. 1, p. 340-341, 1993.

THOMAZ, L. D. *Florística e fitossociologia da Floresta Atlântica na Estação Biológica da Santa Lúcia Santa Teresa- ES.* 1996. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biociências do Campus de Rios Claros, Universidade Estadual Paulista, São Paulo, SP, 1996.

Epífitos vasculares em quatro florestas do Estado de São Paulo, Brasil.

Tiago Böer Breier [a] *Ricardo Ribeiro Rodrigues* [b] *& João Semir* [c]
[a] *Doutorando Universidade Estadual de Campinas (biobreier@yahoo.com.br)* [b] *Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz* [c] *Universidade Estadual de Campinas.*

1.Introdução

As florestas tropicais úmidas são conhecidamente caracterizadas pela presença de componentes ou sinúsias mecanicamente independentes como árvores, ervas e arbustos, e pela presença de sinúsias mecanicamente dependentes como epífitos, hemiepífitos primários e secundários, lianas, parasitas e hemiparasitas que necessitam do suporte mecânico das árvores para vegetarem e se

reproduzirem (Richards, 1952; Walter, 1986). Os critérios de classificação dos epífitos vasculares são discutidos detalhadamente por Benzing (1990) que divide os epífitos sem contato com o solo em três categorias: epífitos acidentais, facultativos e verdadeiros.

Vários trabalhos sobre epífitos vasculares em escala comunitária já foram realizados no Brasil, no entanto, com uso de métodos variados e escalas diferentes que dificultam sua comparação (Aguiar *et al.*, 1981; Breier, 1999; Cervi *et al.*, 1988; Dislich & Mantovani, 1998; Dittrich *et al.*, 1998; Gonçalves & Waechter, 2002.; Kersten & Silva, 2001, 2002; Pinto *et al.*, 1995; Waechter 1986, 1992, 1998; Werneck & Espírito-Santo, 2002). Padrões de distribuição geográfica de epífitos vasculares neotropicais são discutidos por Nieder *et al*. (1999) a partir de trabalhos comunitários realizados na Bolívia, Equador e Venezuela. Alguns gradientes de riqueza epifítica podem ser observados como os detectados por Gentry & Dodson (1987) num gradiente de umidade em três florestas do Equador, e Waecheter (1992) que estudou a diluição da riqueza epifítica com o aumento latitudinal na Planície Costeira do Rio Grande do Sul. O objetivo deste trabalho é comparar a riqueza de espécies e de categorias ecológicas dos epífitos vasculares num gradiente de continentalidade para quatro florestas do Estado de São Paulo.

2. Métodos

Este trabalho foi desenvolvido junto ao projeto intitulado "Diversidade, Dinâmica e Conservação de árvores em florestas do Estado de São Paulo: estudos em parcelas permanentes" (BIOTA-FAPESP) em quatro Unidades de Conservação (P. E. da Ilha do Cardoso, P. E. de Carlos Botelho, E. E. de Caetetus, E. E. de Assis), que representam as quatro principais formações florestais do Estado de São Paulo (Floresta de Restinga, Floresta Atlântica de Encosta, Floresta Estacional Semidecidual e Cerradão). Ou seja, duas formações florestais ombrófilas: Restinga e Floresta Atlântica de Encosta e duas formações florestais estacionais: Floresta Estacional Semidecidual e Cerradão.

Foi registrada a composição florística dos epífitos vasculares, ou seja, todas as plantas que crescem sem contato caule-solo em 10ha de cada unidade fitogeográfica, estando as categorias ecológicas de acordo com Benzing (1990). As plantas foram coletadas com técnicas de montanhismo adaptadas ao estudo do dossel e identificadas através de consulta à especialistas, herbários e bibliografia e serão tombadas posteriormente nos herbários ESA e UEC.

2. Discussão e Resultados

Os resultados apresentados aqui são preliminares e baseados em morfo-espécies. Foram encontradas ao todo, vegetando sem contato caule-solo, nos 40ha amostrados, 34 famílias de plantas vasculares e 242 espécies. O número de famílias e espécies registrado nos 10ha em cada formação florestal foi de: Floresta de Restinga (26/149), Floresta Atlântica de Encosta (27/141), Floresta Estacional Semidecidual (8/22) e Cerradão (5/16). As famílias mais ricas foram Orchidaceae (89), Bromeliaceae (41), Polypodiacae (18), Araceae (14) e Cactaceae (12) alternando suas proporções na riqueza total conforme o tipo florestal. A ocorrência de epífitos acidentais, hemiparasitas e hemiepífitos foi de: Floresta de Restinga (2/2/16), Floresta Atlântica de Encosta (2/1/17), Floresta Estacional Semidecidual (0/0/2) e Cerradão (0/1/1). Os gêneros presentes nas quatro áreas foram *Tillandsia* (Bromeliaceae), *Microgramma*, *Polypodium* e *Pleopeltis* (Polypodiaceae) sendo que a família Orchidaceae também esteve presente nas quatro florestas com diferentes gêneros. Nas florestas ombrófilas, Orchidaceae foi a família de maior riqueza variando sua participação entre 30 e 45% da flora epifítica total, e nas florestas estacionais foi a terceira família mais rica, variando sua participação de 13 a 19%. Polypodiaceae que ocupa quarto lugar em riqueza nas florestas ombrófilas participando com 6 a 9% das espécies, e é a família mais rica nas florestas estacionais com 30 a 44% das espécies. Piperaceae ausente no Cerradão é a segunda família mais rica na Floresta Estacional Semidecidual com 17% das espécies, tendo pouca expressão nas florestas litorâneas de 2 a 4% a pesar de em números brutos a variação do número de espécies ser pequenas 4, 3 e 6 respectivamente. A floresta Estacional Semidecidual apresentou um incremento no número de espécies quando foi amostrado um setor próximo a um curso d'água.

4. Conclusões

É grande a participação florística dos epífitos vasculares nas florestas tropicais, mesmo nas florestas fortemente marcadas por uma estacionalidade pluviométrica, espécies de plantas epifíticas podem ser encontradas resistindo a dessecação e fazendo uso de estratégias morfofisiológicas variadas. Nas florestas estacionais não foram registradas famílias exclusivas dessas formações, mas ocorrem gêneros e espécies restritas. Epífitos acidentais estiveram ausentes, hemiparasitas foram raros e hemiepífitos tiveram uma grande redução no número de espécies quando comparamos florestas estacionais com ombrófilas. Algumas hipóteses que tínhamos a princípio como: Orchidaceae é sempre a família de maior riqueza nas comunidades epifíticas; ou serão as plantas suculentas (Cactaceae) as formas mais comuns nas florestas estacionais; Estas hipóteses foram derrubadas com as amostragens no Cerradão e Floresta Estacional Semidecidual onde as suculêntas são raras e a família mais rica em espécies é Polypodiaceae.

Nas florestas ombrófilas, o epifitismo vascular se espressa nas formas mais variadas e com uma profusão de famílias e espécies impressionante, tanto nas florestas de terras baixas que vegetam sobre substrato arenoso como nas encontas montanhosas da Serra de Paranapiacaba. Epífitos acidentais e hemiparasitas estão presentes com uma riqueza discreta, já os hemiepífitos participam com grande expressão e tem na família Araceae a maioria dos seus representantes. Apenas três famílias e quatro gêneros estiveram presentes em todas as florestas, denotando plasticidade para se adaptar a diferentes condições climáticas e ambientais. No geral, entre as cinco famílias mais ricas em epífitos, estão Bromeliaceae e Cactaceae, endêmicas das Américas, que contribuem para a impressionante riqueza epifítica neotropical quando comparada ao epifitismo paleotropical.

(CAPES, FAEP - UNICAMP, Projeto Parcelas Permanentes / BIOTA - FAPESP)

5. Referências Bibliográficas

Aguiar, L.W. *et. al*. 1981. Composição florística de epífitos vasculares numa área localizada nos municípios de Montengro e Triunfo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia*, n.28, p.55-93.

Benzing, D.H. 1990. *Vascular epiphytes: general biology and related biota*. Cambridge: Cambridge University Press. 354 p.

Breier, T.B. 1999 *Ecologia e estrutura do Florística e ecologia de epífitos vasculares em uma floresta costeira do sul do Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. (Curso de Pós-Graduação em botânica) 83p.

Cervi, A.C. *et al*. 1988. Contribuição ao conhecimento das epífitas (exclusive Bromeliaceae) de uma floresta de araucária do Primei-

ro Planalto Paranaense. *Ínsula*, 18:75-82.
Dislich, R.; Mantovani, W.A 1998. Flora de epífitas vasculares da Reserva da Cidade Universitária. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo*. 17:1-24.
Dittrich, V.A.O. *et al*. 1999. Levantamento florístico dos epífitos vasculares do Parque Barigüi, Curitiba, Paraná, Brasil. *Iheringia*, 52:11-21.
Gentry, A.H.; Dodson, C. 1987. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 74(2):205-233.
Gonçalves, C.N.; Waechter, J.L. 2002. Epífitos vasculares sobre espécimes de *Ficus organensis* isolados no norte da Planície Costeira do Rio Grande do Sul: Padrões de abundância e distribuição. *Acta Botânica Brasílica* 16(4): 429-441.
Kersten, R.A.; Silva, S.M. 2001. Composição florística e estrutura do componente epifítico vascular em floresta da planície litorânea na Ilha do Mel, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. 24(2):231-226.
Kersten, R.A.; Silva, S.M. 2002. Florística e estrutura do componente epifítico vascular em floresta ombrófila mista aluvial do rio Barigüi, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. 25(3):259-267.
Nieder, J. *et al*. 1999. Patterns of Neotropical Epiphyte Diversity. *Selbyana*. 20(1): 66-75.
Pinto *et al*. 1995. Composição florística de epífitas (Magnoliophyta) em fragmento de floresta no município de Jaboticabal, SP, Brasil. *Unesp* 23(2):283-289.
Richards, P.W. 1952. *The tropical rain forest*. Cambridge, University Press. 450p.
Waechter, J.L. 1986. Epífitos vasculares da Mata Paludosa do Faxinal, Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia*, 34:39-49.
Waechter, J.L. 1992. *O epifitismo vascular na Planície Costeira do Rio Grande do Sul*. São Paulo, Universidade Federal de São Carlos. 162p. (Tese Doutorado em Ecologia).
Waechter, J.L. 1998. Epifitismo vascular em uma floresta de restinga do Brasil subtropical. *Ciência & Natura*. 20:43-66.
Walter, H. 1986. *Vegetação e zonas climáticas: Tratado de ecologia global*. São Paulo: EPU. 326p.
Werneck; Espírito-Santo 2002. Species diversity and abundance of Vascular Epiphytes on *Vellozia peresiana* in Brazil. *Biotropica*. 34(1):51-57.

Unidades de conservação e áreas de cultivo de eucalipto: podem seus valores se inverterem na conservação de ecossistemas aquáticos?

Tiago Leão Pereira[1], Ricardo Oliveira Latini[2] e Anderson Oliveira Latini[3]
[1] Pós-graduação em Genética e Melhoramento, DBG, UFV; Lab. Ecologia Quantitativa, DBG, UFV. tlpereira@yahoo.com
[2] Grupo de Ecologia de Peixes Tropicais
[3]Pós-graduação em Ecologia, UNICAMP

BIOGEOGRAFIA VERSUS DINAMICA DA PAISAGEM

1. Introdução

Legalmente uma unidade de conservação (UC) é definida como o espaço territorial associado aos recursos ambientais presentes, apresentando características naturais relevantes, limites definidos e objetivos e garantias adequadas à proteção estabelecidos pelo poder público. Estruturalmente as UC podem ser vistas como frações de biomas ameaçados, sob certo grau de amparo, freqüentemente constituindo ilhas em meio a uma matriz de áreas antropicamente exploradas.

O tamanho e o número de áreas de reserva é uma questão antiga (MacArthur e Wilson, 1967) com valores cada vez mais atuais para a conservação de espécies. Além disto, o arranjo espacial das UC podem permitir influências externas em seu interior como o "efeito de borda" (Laurance *et al.*1998) e a interferência antrópica externa, como a prática ilegal da caça e da pesca. Estas interferências expõem a susceptibilidade das reservas à impactos externos e podem comprometer seus objetivos e garantias propostas.

Por outro lado, áreas de exploração intensiva podem também conter importância ecológica e devido a seu arranjo biogeográfico, sofrer menos com aqueles efeitos externos. Sob este ponto de vista, UC susceptíveis às perturbações externas, podem ter proteção de sua biodiversidade menor do que em áreas exploradas sob baixo grau de perturbação externa.

O trecho médio do vale do Rio Doce possui um sistema lacustre com cerca de 130 lagos, onde a ictiofauna nativa da região se encontra sob alto grau de ameaça devido a invasões sucessivas de peixes não nativos. Estas invasões comprometem a diversidade de peixes nativos da região (Latini, 2001).

Metade destes lagos se encontra na margem esquerda do rio Doce e se distribuem entre uma área de UC e outra de cultivo de Eucalipto. O objetivo deste estudo é comparar o valor que tem cada uma destas áreas para a conservação de espécies, utilizando a invasibilidade dos lagos por peixes não nativos, e discutir que fatores podem estar afetando cada uma delas e a importância destes para o delineamento da UC.

2. Métodos

Entre fevereiro e maio de 2002, qualificamos a presença de peixes não nativos em 74 lagos na região do médio Rio Doce. Destes, 42 se localizam no Parque Estadual do Rio Doce (PERD), uma UC, e 32 na Companhia Agrícola Florestal - Santa Bárbara (CAF), uma área de cultivo de Eucalipto.

Para avaliar a susceptibilidade a invasões, comparamos a ocorrência de peixes não nativos em lagos das duas áreas, como uma medida de susceptibilidade a impactos externos. Com a finalidade de aferir possível influência do arranjo biogeográfico das microbacias das duas áreas, comparamos através da estatística *t* de Student (para variâncias heterogêneas) as distâncias entre os lagos e os riachos nas duas áreas. Estes riachos representam possíveis corredores de dispersão nas duas áreas e devem indiretamente medir a susceptibilidade da comunidade aquática a impactos externos. O nível de significância utilizado foi de 5%.

3. Resultados

Dos 42 lagos do PERD, 10 estavam secos e dos 32 restantes, apenas 3 (9,4%) apresentaram somente peixes nativos. Dentre os 32 lagos da CAF, 8 estavam secos e dos 24 restantes, 11 (45,8%) apresentam somente espécies nativas de peixes. Os lagos do PERD se encontram em média, 3 vezes mais próximos dos riachos da região do que os lagos da CAF ($t=3,074$; $gl=23,904$; $p<0,001$) o que corrobora os resultados de ocorrência de peixes não indígenas nos lagos de cada área.

4. Conclusão

A teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur e Wilson, 1967) gerou uma linha de discussão sobre o desenho de reservas e áreas de

conservação. Estas discussões se concentram sobre o número e tamanho ideal de reservas para a preservação de espécies . A heterogeneidade espacial, a história de vida das espécies e o desenho espacial da área de conservação são importantes nestas discussões (May, 1994).

Entretanto, algumas destas variáveis devem ter peso diferente sobre comunidades aquáticas e terrestres. Dependendo do arranjo lótico de uma UC, as comunidades aquáticas devem ser muito mais susceptíveis a impactos externos do que as comunidades terrestres.

Os riachos que drenam os 36.000 ha de mata do PERD, MG, nascem fora da área da UC. Isto possibilita que perturbações no ambiente aquático, de origem externa, consigam adentrar a unidade e praticamente anular uma de suas funções: a preservação de comunidades aquáticas. Por outro lado, dado o contexto regional, a área da CAF, de cultivo comercial de Eucalipto, possui um arranjo hidrológico mais protegido. Somente um riacho drena esta área, o que a torna mais isolada e protegida.

De fato, a área da CAF apresenta maior predisposição a conter menor diversidade de espécies aquáticas do que o PERD, simplesmente devido ao tipo de cobertura vegetal dominante que, devido a sua simplicidade estrutural (comparada à mata) deve limitar recursos e alterar condições no sistema aquático. Entretanto, conhecendo-se a incidência atual de peixes invasores nos lagos das duas áreas, é parcimonioso afirmar que a área da CAF tem maior valor para conservação de comunidades de peixes do que o PERD.

5. Referências Bibliográficas

Latini, A. O. 2001. Estado atual e perspectivas para a ictiofauna da região do Parque Estadual do Rio Doce, MG. *In*: Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio Doce (IBAMA / Biodivesitas / IEF).

Laurance F. W., Ferreira L.V., Merona, J. M.R. and Laurance, S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of amazonian tree communities. Ecology, 79 (6), pp.2032-2040.

MacArtur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. The theory of Island Biogeography. Princeton University Press, Princeton.

May, R.M. 1994. The effects of spatial scale on ecological questions and answers. Large-Scale Ecology and Conservation Biology. (Eds. P.J. Edwards, R.M. May and N.R.Webb). Blackwell Science.

(Este estudo tem o apoio do Fundo Nacional do Meio Ambiente – MMA – Governo Federal, do Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica, do Instituto Estadual de Florestas de MG, do CNPq, da Companhia Agrícola Florestal (CAF Santa Bárbara) e foi desenvolvimento pelo Grupo de Ecologia de Peixes Tropicais da UFV).

Ilhas de vegetação e riqueza de espécies em um *Inselberg* em domínio de Mata Atlântica.

Túlio Dornas de Oliveira[a], Marilene Cardoso Ribeiro[b], Ivan Luiz Leite Costa[a], Flávia Santos Faria[b], José Eugênio Côrtes Figueira[b]
[a]Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Minas Gerais, (tuliodornas@bol.com.br) [b]Universidade Federal de Minas Gerais.

1. Introdução

A Mata Atlântica é um *hot spot* de biodiversidade determinada, em parte, pela grande variedade de habitats (Myers et al, 2000). Dentre estes, destacam-se os *Inselbergs*, afloramentos rochosos nos topos de serras e montanhas que detêm características físicas e microclimáticas bastante adversas. A ausência de solos, baixa retenção de água, pobreza nutricional, dificuldade de fixação de raízes e exposição ao vento e calor representam condições limitantes para crescimento de plantas nestes locais (Larson et al, 2000). Devido a essas condições extremas, as plantas rupículas apresentam um crescimento lento e gradual, sendo caracterizadas por espécies de expressiva longevidade. No entanto, algumas espécies conseguem se fixar à superfície lisa e muitas vezes íngrime das rochas, formando pequenos "tapetes" que podem possibilitar a ocorrência de outras espécies. Assim, formam-se ilhas de vegetação, condicionadas tanto pela topografia local, como também pela presença de espécies facilitadoras, como observado por Ribeiro e Medina (2002), no Planalto do Itatiaia.

O objetivo desse estudo foi determinar quais características do relevo determinam o estabelecimento da cobertura vegetal em um *Inselberg* localizado na região da Mata do Cedro, um remanescente de Mata Atlântica, situado no limite dos municípios de Cláudio e Carmopólis de Minas, no centro oeste do Estado de Minas Gerais.

2. Métodos

A região da Mata do Cedro localiza-se na bacia do Rio Pará, afluente do Rio São Francisco. Os *Inselbergs* são abundantes na região, mas encontram-se ameaçados devido à exploração comercial do granito. O *Inselberg* estudado (20º25'16.8"S - 44º38'11.6"W) apresenta representantes das famílias Veloziaceae, Bromeliaceae, Cactaceae, Melastomataceae dentre outras, servindo ainda de abrigo para algumas andorinhas, lagartos e ofídios, e várias espécies de artrópodes. Em maio de 2003 amostramos 98 ilhas de vegetação neste *inselberg*. Estas ilhas, segundo critério de categorização utilizado por Ribeiro e Medina (2000) estão situadas sobre as seguintes microrelevos: canaletas, superfícies lisas, fissuras, panelas e superfícies cobertas de pedras. Em cada uma das ilhas foram identificadas as espécies vegetais e medidas a altitude, área, profundidade do solo e a inclinação da rocha matriz.

Para verificar se a riqueza de espécies de plantas poderia ser explicada pelas características dos diferentes microrelevos, usamos uma análise de regressão múltipla "step-wise". Para verificar possível efeito da inclinação do *Inselberg* (que provavelmente determina a existência dos diferentes microrelevos, bem como suas capacidades de retenção de matéria orgânica, nutrientes e solos) sobre a riqueza de espécies, fizemos duas análises de regressão, relacionando a riqueza de espécies e as áreas das ilhas de vegetação, para altitudes menores 1100m (corresponde a encosta) e maiores que 1100m (corresponde ao topo do *Inselberg*). Para as análises usamos o programa Systat 5.0.

3. Resultados e Discussão

O *Inselberg* estudado tinha cerca de 200m da base ao topo (940m a 1150m), com inclinação variando entre 35º (encosta) e 0º graus (topo). Das 98 ilhas de vegetação nele amostradas, 43 situavam-se em microrelevos com substrato pedregoso, 47 em fissuras, 16 em canaletas, 18 em panelas e 12 em superfícies lisas. Importante salientar que nas maiores ilhas, poderia haver mais de um tipo de microrelevo. Foram encontradas 18 espécies vegetais, sendo 17 angiospermas e uma pteridófita. As famílias mais frequentes foram Velloziaceae com 3 espécies, ocorrendo em 68% das ilhas e Cactaceae, com a espécie *Pilocereus sp.*, em 52% das ilhas. O microrelevo com substrato pedregoso apresentou todas as 18 espécies, enquanto as fissuras apresentaram 15 espécies, as canaletas e as panelas apresentaram 14 e 13 espécies respectivamente. Apenas 3 espécies foram encontradas sobre superfície lisa. Isso demonstra o quanto este microhabitat é difícil de ser utilizado em comparação aos outros. Possivelmente, as plantas devem apresen-

tar estratégias mais apuradas para fixar-se a rocha. Raízes mais fortes e capazes de liberar ácidos, formando microrachaduras, devem estar presentes, já que tal estratégia facilitará a fixação e absorção de recursos pelas raízes.

Embora não significativo, o número de espécies encontrado foi positivamente correlacionado ao número de microrelevos (rs = 0.80, n = 5, P > 0.05), sugerindo um efeito de amostragem. A maior riqueza de espécies foi encontrada em ilhas de maior área (lnS = 0.810 + 0.168 LnA, r = 0.754, n = 98, P < 0.001), que geralmente possuíam solos mais profundos (r = 0.678, P < 0.001). Todavia, o número de espécies aumenta mais rapidamente com a área das ilhas situadas acima de 1100m (lnS = 0.240 lnA + 1.09, r = 0.882, n = 45, P < 0.0001), comparativamente às ilhas de mesma área situadas abaixo (lnS = 0.132 lnA + 0.672, r = 0.699, n = 53, P < 0.001). Isso sugere que as condições para colonização dos microrelevos situados nas encostas do *inselberg* são mais críticas do que no topo. Uma provável explicação seria a presença de numerosas panelas no topo (14 das 18 amostradas), que geralmente têm solos profundos e menos propensos a lixiviação (inclinação entre 0º e 5º), propiciando maiores chances de estabelecimento das espécies.

4. Conclusão

O *inselberg* estudado é um ambiente realmente inóspito para o estabelecimento de espécies vegetais. A presença de variados microrelevos é de suma importância, pois esses propiciam a sobrevivência de espécies, devido ao acúmulo de solos e água. A família Velloziaceae representada por 3 espécies mostrou-se dominante, comprovando sua condição de grupo pioneiro, atuando como um agente facilitador para a colonização de outras espécies.

No que diz respeito à riqueza de espécies nas ilhas de vegetação, concluímos que a área da ilha é um fator dos mais relevantes, assim como demonstrado por Ribeiro e Medina (2000) para trabalhos realizados em outros *inselbergs* de Mata Atlântica. As ilhas com maiores áreas apresentam uma variedade de microrelevos que permitem o estabelecimento de um número maior de espécies. Estas, à medida que se instalam nas ilhas, alteram as condições locais, por exemplo, contribuindo com acúmulo de nutrientes orgânicos. Dessa forma, há uma modificação do habitat, facilitando a entradas de novas espécies.

Por outro lado, a taxa de acúmulo de espécies deste inselberg, Z = 0.168, comparada com a obtida por Ribeiro e Medina (2000), Z = 0.336, sugere que no Planalto do Itatiaia alguns fatores como a qualidade das ilhas e/ou o número de espécies capazes de colonizar *inselbergs* e/ou a diversidade de microhabitats são superiores aos do *inselberg* da Mata do Cedro. Além disso, a estação do ano (Estação Seca) na qual foram realizadas as amostragens deste trabalho pode ter subestimado o número pontencial de espécies presentes em cada ilha.

5. Referências Bibliográficas

Ribeiro, K.T.; Medina, B. M. O. (2002). *Estrutura, Dinâmica e Biogeografia de Ilhas de Vegetação Sobre Rocha do Planalto do Itatiaia, RJ*. IBAMA/UFRRJ Parque Nacional do Itatiaia. Boletim nº 10, Itatiaia 84p.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Kent, J., & Fonseca, G.A.B. (2000). *Biodiversity hotspots for conservation priorities.* Nature 403: 853-858.

Larson DW, Matthes U & Kelly PE; (2000), *Cliff Ecology: Patterns and Process in Cliff Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge 340 p.

"Distribuição Espacial e Período de Atividade de *Ameiva ameiva* (Linnaeus,1758) e *Kentropyx calcarata* Spix, 1825 (Squamata, Teiidae) na Mata do Catolé, Municípios de Maceió, Rio Largo e Satuba, AL."

Ubiratan Gonçalves da Silva, & Selma Torquato da Silva
Setor de Zoologia, Museu de História Natural, Universidade Federal de Alagoas, Nº452, Farol, Maceió, AL, CEP: 57.021-090.

1. Introdução

A origem da diversidade biológica sempre se constituiu em interesse para o homem, que a investigou sob as mais variadas perspectivas e tendências filosóficas, no decorrer da história. O estudo sobre répteis tem contribuído de forma preponderante para a construção da teoria ecológica e, além disso, fornece subsídios de grande importância nas pesquisas ambientais que auxiliam na determinação dos diferentes estágios de conservação do ambiente (MOURA-LEITE et al, 1993; FRANCO et al, 1998). Os estudos de partilha de recursos são fundamentais para a compreensão do funcionamento das comunidades. Para diversos grupos de vertebrados a ecologia de indivíduos de uma espécie é determinada em uma maior extensão pela filogenia que pelas interações pontuais entre os membros de um *assemblage* (VITT, 1995,). Por isso, entre espécies intimamente relacionadas, o deslocamento de aspectos importantes para a partilha de recursos como a morfologia, o modo de forrageio e o uso do hábitat reduz a competição potencial (SCHOENER, 1974). Na Mata Atlântica do Nordeste, *Ameiva ameiva* (Linnaeus, 1758) e *Kentropyx calcarata* Spix, 1825, duas espécies terrícolas e heliotérmicas de lagartos teiídeos de tamanho médio ocorrem em simpatria (FREIRE, 2001), sendo que a última também utiliza estratos acima do solo, como cipós e troncos (ÁVILA-PIRES, 1995; VITT, ZANI & LIMA, 1997; FREIRE, 2001). A densidade populacional de *Ameiva ameiva* é alta tanto em ambientes naturais com vegetação aberta como em áreas desmatadas (VANZOLINI, RAMOS-COSTA & VITT, 1980). Já *Kentropyx calcarata*, está sempre associado a florestas, é menor que *Ameiva ameiva* e possui distribuição disjunta na Amazônia e na Mata Atlântica. Tendo como hipótese a existência de diferenças no uso do espaço por *Ameiva ameiva* e *Kentropyx calcarata* na Mata do Catolé, localidade onde estas espécies ocorrem simpatricamente, este estudo se propôs à investigar o uso de hábitat e microhábitat e o período de atividade dos referidos lagartos.

2. Materiais e métodos

A Mata do Catolé está inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) do Catolé e Fernão Velho, nos municípios de Maceió, Rio Largo e Satuba, Estado de Alagoas, Brasil. Possui uma área aproximada de 490 hectares localizados entre as coordenadas 9º 40' S e 35º 43' W, a cerca de 16 quilômetros a noroeste do centro de Maceió (ALAGOAS, 1994). A área ocupada pela mata está situada na faixa bioclimática de zero a noventa dias biologicamente secos, ou dentro da Região Fitoecológica da Floresta Ombrófila Densa. Esta vegetação originalmente recobria os terraços, encostas de taludes e grande parte dos platôs da APA. No restante das partes dos tabuleiros no entorno da mata, havia manchas de Cerrado. Atualmente, os diferentes tipos de vegetação encontram-se profundamente descaracterizados, principalmente por causa da expansão urbana desordenada. Em sua maior parte, a APA encontre-se ocupada pela expansão urbana de Maceió (ASSIS, 2000). Essa mancha contendo esses dois tipos de vegetação que fazem contato entre si,

ainda continua protegida porque envolve a nascente de água que abastece grande parte da população de Maceió. Aproximadamente, 30% da Cidade de Maceió, Vila ABC e Fernão Velho são abastecidos pelas nascentes e córregos que efluem para o Açude do Catolé (ALAGOAS, 1994). Quanto à flora, algumas espécies florestais como *Parkia pendula* (visgueiro) e *Byrsonima sericea* (murici) e *Aspidosperma* sp (pau-falho), bem como representantes das famílias Araceae, Orchidaceae, Melastomataceae e Myrtaceae, destacam-se na área (Rosário Rocha, comunicação pessoal).

Este estudo é parte de outro mais abrangente intitulado: "Efeitos da Fragmentação da Mata Atlântica Alagoana sobre a Composição e a Diversidade de Espécies de Lagartos e Serpentes: monitoramento de três remanescentes estudados e investigação de três novas áreas", que envolve pesquisadores das Universidades Federais do Rio Grande do Norte e de Alagoas, tem o apoio do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável e é financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Cientifico e Tecnológico (CNPq). Foram efetuadas 31 excursões à Mata do Catolé, para observações e/ou coletas dos lagartos no cerrado e na mata ombrófila, no período de Julho de 2002 a Fevereiro de 2003. Cada excursão teve a duração de 1 dia, no qual se trabalhou, em geral, das 08:00 h às 17:00 h, totalizando-se 237 horas/homem. Para a observação e/ou coleta dos lagartos, foram percorridas trilhas aleatórias na mata e no cerrado, investigando-se diferentes hábitats e microhábitats, inspecionando-se do chão ao dossel, através de busca visual, auxiliada pelo uso de facão, ancinho e vara. Além disso, foram instaladas 120 armadilhas de queda, que consistiram de 100 baldes e 20 latas, com capacidade de 37 a 18 litros, enterradas no chão, até a borda. Foram dispostas em três fileiras paralelas, cada uma contendo 18 unidades centrais e 16 laterais, distanciadas 5 metros umas das outras, compondo assim, uma estação de coleta de armadilhas de queda. Uma estação destas foi instalada na mata e outra no cerrado. Outro desenho de armadilhas de queda foi utilizado no cerrado: uma estrela, composta por uma lata no meio e três periféricas distanciadas 5 m da lata central. Os recipientes permaneceram abertos de um a oito dias.

Para averiguar se a coexistência das duas espécies está relacionada à partilha de recursos foram investigados neste trabalho dois dos principais eixos de nichos reconhecidos por PIANKA (1986): distribuição no hábitat e microhábitat, e, atividade diária.Para o estudo de uso do espaço reconheceram-se cinco categorias de hábitats: (1) o cerrado, com quatro microhábitats investigados: sobre o folhiço, gramínea, moita arbustiva e moita arbustiva com bromélias. Os outros hábitats foram reconhecidos na mata, como segue: (2) a borda, (3) clareiras no interior da mata, (4) trilhas no interior da mata e (5) o dossel fechado. Nestes, sete microhábitats foram observados: touceira de bromélias, árvores e troncos caídos até 1 m de altura, folhiço, tronco de árvore até 1 m de altura, galhos e cipós caídos no chão, gramínea e canavial junto à mata.

Para estimar a amplitude de nicho espacial para cada espécie utilizou-se o Coeficiente ou Índice de diversidade de Shannon (MAGURRAN, 1988): $H' = - S\ pi \ln pi$, onde *pi* é a abundância relativa de indivíduos que utilizaram o recurso espacial *i*.

Para avaliar a similaridade de uso de microhábitat entre as espécies estudadas utilizou-se o Coeficiente ou Índice de Jaccard (MAGURRAN, 1988): $Cj = J/(a + b - j)$, onde j = nº de espécies encontradas em ambas as áreas, a = nº de espécies encontradas na área A, e b = nº de espécies encontradas na área B.

3. Resultados e Discussão

Foram registrados durante o período de julho de 2002 a fevereiro de 2003, na Mata do Catolé, 40 lagartos da espécie *Ameiva ameiva* e 50 indivíduos de *Kentropyx calcarata*, dos quais foram coletados 8 e 11, respectivamente de cada táxon. Os demais indivíduos foram apenas observados. A amostra de lagartos *Ameiva ameiva* coletada foi composta por 5 fêmeas e 3 machos. As medidas de comprimento rostro-anal (CRA) variaram nas fêmeas de 62,1 mm a 125 mm e nos machos, de 93 mm a 140 mm. FREIRE (2001), obteve para as fêmeas uma variação de CRA de 110 mm a 111 mm e para machos, de 131 mm a 141 mm, em diferentes fragmentos de Mata Atlântica do Estado de Alagoas. ÁVILA-PIRES (1995), estudando lagartos da Amazônia, descreveu como números máximos de CRA desta espécie 157 mm para fêmeas e 197 mm para machos. VANZOLINI, RAMOS-COSTA & VITT (1980), registraram 180 mm de CRA para *Ameiva ameiva* na caatinga do Estado de Pernambuco.

As armadilhas de queda foram responsáveis pela obtenção de metade dos *Ameiva ameiva* coletados e apenas 2 dos *Kentropyx calcarata*. Esta técnica de coleta alcançou maior sucesso no cerrado, tanto em número de indivíduos quanto em riqueza de espécies. As formações florestais fechadas são reconhecidamente mais ricas em espécies que as abertas (DUELLMAN, 1990), no entanto as abundâncias dos indivíduos são menores, diminuindo as chances de captura por armadilhas de queda. As espécies de *Ameiva* estão entre os maiores lagartos carnívoros terrestres em *assemblages* tropicais, superados apenas por *Tupinambis, Dracaena e Crocodilurus*. Predam invertebrados e vertebrados, e por isso, seus efeitos sobre espécies simpátricas podem ser consideráveis (VITT & ZANI, 1996).

Os lagartos *Kentropyx calcarata* apresentaram valores menores de CRA; as cinco fêmeas desta espécie mediram de 43,9 mm a 89 mm e os machos de 41 mm a 87,1 mm. Outros estudos obtiveram indivíduos maiores. FREIRE (2001) obteve em Alagoas para *K. calcarata* medidas de CRA, de 98 mm para fêmea e de 98 mm a 100 mm para machos. ÁVILA-PIRES (1995), na Amazônia, obteve CRA máximos de 105 mm e 110 mm, respectivamente para fêmea e macho de *K.calcarata*.

Quanto ao uso de habitat, *Ameiva ameiva* ocorreu quase exclusivamente no cerrado (55 %) e na borda da mata (40%), sendo observados apenas dois exemplares na clareira no interior da mata, próximo a um riacho. Neste mesmo local foi obtido um indivíduo de *Kentropyx calcarata*. Por outro lado, *K. calcarata*, não fosse pela presença de um indivíduo no cerrado, teria sido exclusivo da mata. Este *K. calcarata* do cerrado, contudo, estava numa área de transição cerrado-mata, à aproximadamente 50 metros da borda da mata. Apenas 12,5 % dos indivíduos desta última espécie foram encontrados na borda da mata.

O valor do índice de diversidade de Shannon referente ao uso de hábitat foi baixo para *Ameiva ameiva* (aproximadamente 1) e foi intermediário para *K. calcarata* (1,8). Esta espécie atingiu quase o dobro de amplitude de nicho espacial em relação à primeira. Assim, ficam evidenciadas as preferências de hábitat destas espécies: *A. ameiva* ocupa a formação de vegetação aberta, penetrando na borda ou em clareiras amplas na mata, enquanto *K. calcarata* é habitante da mata, mas predomina nas clareiras, pois é heliotérmico. Os exemplares de *A. ameiva* e *K. calcarata* encontrados em uma clareira no interior da mata, utilizando o mesmo local testemunham que há sobreposição espacial parcial entre as duas espécies

de lagartos. Quanto às diferenças de uso de microhábitat *K. calcarata* foi encontrado em estratos acima do nível do solo.

O intervalo de atividade de *A. ameiva* foi de 08:30 h às 16:07 h, apresentando dois picos, um de 8:30 h às 11:00 h e outro de 14:00 às 15:30 h. O primeiro pico foi muito maior. Nas horas mais quentes do dia não foram observados lagartos desta espécie.

Os lagartos *K. calcarata* foram observados ativos a partir das 09:10 h e cessaram suas atividades às 16:20 h. O maior número de indivíduos ativos ocorreu das 09:30 h às 12:30 h. Houve um pico de atividade comum para as duas espécies, entre 9:31 e 11:00 horas.

4. Conclusões

- *Kentropyx calcarata* utiliza a mata penetrando eventualmente no cerrado, enquanto *Ameiva ameiva* é habitante do cerrado, que penetra em hábitats de floresta que estão perturbados;
- *K. calcarata* possui uma amplitude de hábitat e principalmente de microhábitat muito maior que *A. ameiva*, ocorrendo entre ambas sobreposição espacial parcial, partilhando o uso da borda e de clareiras na mata, contudo com abundâncias diferentes: a 1ª espécie é mais abundante na clareira da mata e a outra na borda;
- As preferências de *K. calcarata* e *A. ameiva* por hábitats e microhábitats semelhantes aos descritos para estas espécies em outros ecossistemas é um indicativo de causas históricas, ou de relações filogenéticas, influenciando preponderantemente a estrutura deste segmento de comunidade de lagartos;
- *A. ameiva* e *K. calcarata* possivelmente têm horários de atividade similares não devendo haver segregação por este item;

5. Referências Bibliográficas

ALAGOAS (Estado). 1994. Coletânea da Legislação Ambiental, Federal/Estadual. MARINHO, S.T.V. (Compilador). Maceió: Projeto IMA/GTZ. 153 p.

ASSIS,J.S. 2000. Biogeografia e conservação da biodiversidade. Maceió-São Paulo. Edições Catavento. 199p.

ÁVILA-PIRES, T. 1995. Lizards of Brazilian Amazônia. Zool. Verth. Leiden,. 708 p.

DUELLMAN, W. E. 1990. Hertofaunas in Neotropical Rainforests: comparative composition, history, and resourse use. *In:* GENTRY, A. H. (Ed.). Four Neotropical Rainforest. New Haven: Yale Univ. Press, pp. 455-505.

FRANCO, F.L. et al. 1998. RÉPTEIS NA ESTAÇÃO VERACRUZ, Porto Seguro, Bahia. Public. Técnico – Cientifíca. Veracel Celulose, Rio de Janeiro, Brasil. 39 p.

FREIRE, E. M. X. 2001.Composição, Taxonomia, Diversidade e Considerações Zoogeográficas sobre a Fauna de Lagartos e Serpentes de Remanescentes da Mata Atlântica do Estado de Alagoas, Brasil. 144pp. Tese (Doutorado em Ciências, área de concentração Zoologia). Universidade Federal do Rio de Janeiro – Museu Nacional.

MAGURRAN, A. E. 1988. Ecological Diversity and its Measurement. Princeton: University Press. 179 p.

MOURA LEITE, J.C. et al. 1993. Método para caracterização da herpetofauna em estudos ambientais. MAIA – PIAB 3985, p: 1-5.

PIANKA, E.R. Ecology and Natural History of Desert Lizards: analysis of the ecological niche and community structure. Princeton.1986.

SCHOENER, T. W. 1974. Resource partioning in ecological communities. Science, Washington, 185: 27-39.

VANZOLINI, P. E., RAMOS-COSTA , A. M. M. & VITT, L. J. 1980. Répteis das Caatingas. Academia Brasileira de Ciências. 161 pp.

VITT, L. J. 1995. The ecology of tropical lizards in the Caatinga of Northeastern Brazil. Ocassional Papers of the Oklahoma Museum of Natural History, pp.1- 29.

VITT, L.J. & ZANI. P.A. 1996. Ecology of the Lizard *Ameiva festiva* (Teiidae) in Southeastern Nicaragua. Journal of Herpetology. V. 30: 110 -117.

VITT, L. J., ZANI, P. A. & LIMA. A. C. M. 1997. Heliotherms in tropical rain Forest: the ecology of *Kentropyx calcarata* (Teiidae) and *Mabuya Nigropunctata* (Scincidae) in the Curuá-Una of Brazil. Journal of Tropical. 13: 199-220.

Estratégias de alocação de recursos na formação de sementes e seus efeitos na germinação e desenvolvimento de plântulas de *Talauma ovata* saint-hilaire (magnoliaceae).

UHLMANN, A.[1,2]; POZZOBON, M.[1] & GHODDOSSI, S. M.[1]
1.Departamento de Ciências Naturais/Universidade Regional de Blumenau.
2.auhlmann@uol.com.br

1. Introdução

É assumido, a partir do conceito de sucessão vegetal, uma série de mecanismos que regulam a forma como irá se processar a substituição das espécies em comunidades vegetais (Van Andel *et al.*, 1993). Pressupõe-se, portanto, que as espécies vegetais apresentem um conjunto de estratégias associadas à dispersão, estabelecimento e competição, sendo estas estratégias refletidas nos seus padrões reprodutivos. As evidências que corroboram esta afirmativa derivam dos estudos sobre as estratégias de história de vida, por exemplo, a relação entre o tamanho e o número de sementes produzidas (Silvertown, 1987; Tilman, 1988; Bazzaz, 1996; Crawley, 1998).

Como verificado em muitas populações naturais de espécies arbóreas (Kang & Primack, 1999), há uma significativa variação no tamanho das sementes, o que sugere existir diferenças entre as classes de tamanho no que se refere à taxa de germinação (Escudero *et al.*, 2000; Khurana & Singh, 2000) e no desenvolvimento de plântulas (Cornelissen, 1995; Chacón & Bustamente, 2001), fazendo com que o tamanho da semente exerça um papel regulador na dispersão e estabelecimento das plântulas e, por conseguinte, na dinâmica da regeneração florestal. Alguns autores sugerem que a estrutura comunitária pode ser determinada em parte, pelas relações entre o tamanho e o número das sementes (Leishman, 2001; Leishman & Murray, 2001).

Diante do exposto, definiram-se como objetivos deste trabalho analisar as relações entre a massa do fruto e o número e massa das sementes, observar o efeito da variação da massa das sementes sobre a germinabilidade e investigar as relações existentes entre as massas das sementes e as massas das porções hipógeas e epígeas das plântulas de *Talauma ovata*.

2. Métodos

Talauma ovata Saint-Hilaire (Magnoliaceae) pode ser encontrada principalmente na Floresta Ombrófila Densa Atlântica, sendo caracterizada como espécie seletiva higrófita, com frutos caracterizados como cápsulas lenhosas, constituídas de numerosos carpídeos concrescidos entre si e formando um sincarpo. As sementes são marrons, envoltas por arilo vermelho. (Carvalho, 1994).

Os frutos foram coletados de uma única árvore, no Parque Natural Municipal Nascentes do Garcia, localizado na região sul

do município de Blumenau, SC (27º 01' e 27º 06' S; 49º 01' e 49º 10' L). A deiscência do fruto foi induzida em estufa (60ºC por 1 hora), e posteriormente pesados em balança digital (1g). As sementes foram então separadas das demais estruturas do fruto e contadas a fim de obter a média do número de semente por fruto. As sementes foram pesadas em balança de precisão (10mg).

Construiu-se a curva de distribuição em classes de freqüência do peso das sementes, determinando a média (0,310g ±0,078g) sob a curva que se aproximou de uma distribuição normal (KSL p>0,05). As classes foram referidas como sementes "pequenas" (0,05 a 0,22g), "médias" (0,23 a 0,38g) e "grandes" (0,39 a 0,52g).

As sementes foram então distribuídas em 120 potes (40 potes para cada classe de tamanho), cada qual contendo 10 sementes (400 sementes para cada classe de tamanho). Cada um dos potes representou repetições do mesmo tratamento (classe de tamanho). As sementes foram distribuídas em espaçamento regular. Desta forma, foram utilizadas 1200 sementes. Os potes de germinação apresentavam volume de 1,5 litros, contendo areia esterilizada em autoclave (120º C durante duas horas) e fundo perfurado para possibilitar a drenagem. As 1200 sementes foram semeadas no dia 05 de agosto de 2002, tendo iniciado a germinação no dia 19 de setembro de 2002 com término no dia 03 de novembro de 2002. Os potes foram mantidos em casa de vegetação, onde a umidade relativa do ar (UR) foi controlada em torno de 75% por aspersores acionados automaticamente. A temperatura variou dependentemente da UR%, permanecendo entre 25º e 30º C, nos períodos mais quentes. A luz ambiental variou de acordo com luminosidade externa.

Os valores da germinabilidade foram calculados através da Taxa de Germinação, Tempo Médio de Germinação, Coeficiente de Velocidade de Germinação (C.V.G.), Velocidade Média de Germinação, Índice de Velocidade de Germinação (IVG) e Coeficiente de Uniformidade de Germinação (C.U.G.) para cada classe de tamanho de semente, conforme apresentado por Santana & Ranal (2000).

Para obtenção dos parâmetros do desenvolvimento (massa das estruturas hipógeas e epígeas), 5 plântulas de cada pote foram escolhidas, de acordo com a disponibilidade, 15 dias após a germinação, totalizando 200 plântulas para cada classe de tamanho. Depois de colhidas, as plântulas foram secas em estufa (80ºC, 48h) e pesadas em balança de precisão (1mg). A Área Específica Cotiledonar (A.E.C.) foi calculada dividindo a Área Cotiledonar (acessada através do emprego de um curvímetro) pela massa dos respectivos cotilédones.

Aplicou-se aos dados da massa dos frutos, massa e número das sementes, a análise de correlação, obtendo-se o ajuste de curva através da análise de regressão linear. O teste de normalidade, aplicado para verificar o padrão de distribuição da freqüência das classes de tamanho das sementes, foi o KSL. A comparação entre as taxas de germinação das diferentes classes de tamanho das sementes foi feita através do teste de proporções (Teste Z) admitindo nível de significância de 1%. A comparação das médias do peso seco total, da raiz, do caule, dos cotilédones e dos neófilos, bem como da A.E.C., entre as diferentes classes de tamanho para foi realizada através da análise de variância (ANOVA). Em complementação, e com a finalidade de se verificar as diferenças entre os grupos, foi efetuado o teste de Tukey-Kramer. Ambos os testes admitiram um nível de significância de 5%. O grau de associação entre a área específica cotiledonar e as médias do peso da matéria seca (hipógea e epígea) das plântulas foi obtido através da análise de correlação e regressão linear. As análises foram feitas com o auxílio do programa JMP® (SAS, 1995).

3. Resultados

Foram pesados 64 frutos de *Talauma ovata*, cujo peso variou de 405 até 1120g. O número de sementes por fruto variou de 6 até 123 sementes. A análise da correlação entre o peso do fruto e número das sementes mostrou existir correlação positiva e significativa (r^2= 0,30, p <0,001). Foram pesadas 4.176 sementes, cujo peso variou de 0,05 até 0,52g. O peso médio das sementes foi de 0,31g (±0,078g). A análise de correlação entre o peso do fruto e o peso médio das sementes foi positiva e estaticamente significativa (r^2= 0,21, p<0,001). Entretanto, a análise de correlação entre número de sementes e o peso médio das sementes não se mostrou estatisticamente significante (r^2= 0,00085, p=0,82).

As sementes pequenas apresentaram uma taxa de germinação de 1,5%, uma média para o tempo médio de 7,8 (±20,61) dias, CVG médio de 0,21% (±0,55), uma média para a velocidade média de germinação de 0,0021 d^{-1} (±0,005), IVG médio na ordem de 0,002 (±0,003) plântula/dia e um CUG médio de 0,0007 d^{-2} (±0,004). As sementes médias apresentaram uma taxa de germinação de 43,6%, uma média para o tempo médio de 63,5 (±3,3) dias, CVG médio de 1,58% (±0,08), uma média para a velocidade média de germinação de 0,015 d^{-1} (±0,0008), IVG médio na ordem de 0,068 (±0,003) plântula/dia e um CUG médio de 0,1127 d^{-2} (±0,1696). As sementes grandes apresentaram uma taxa de germinação de 66,2%, uma média para o tempo médio de 67,9 (±2,2) dias, CVG médio de 1,47% (±0,04), uma média para a velocidade média de germinação de 0,014 d^{-1} (±0,0006), IVG médio na ordem de 0,098 (±0,003) plântula/dia e um CUG médio de 0,0914 d^{-2} (±0,1696). O teste de comparações de proporções (Teste z), demonstrou haver diferenças estatisticamente significativas para as taxas de germinação entre as três classes de tamanho (G>M>P; p<0,01). Em decorrência do inexpressivo número de sementes pequenas germinadas (9 sementes, 1,5%), as plântulas desta classe não foram utilizadas para as análises referentes ao desenvolvimento.

Os resultados obtidos através da análise de variância (ANOVA) demonstraram haver diferenças significativas (p<0,05) para o peso médio da matéria seca total entre as classes grande (0,21±0,13g) e média (0,16 ±0,03g). Com relação ao peso da matéria seca dos cotilédones e caules, as médias extraídas de plântulas oriundas de sementes grandes (0,11±0,02g e 0,03 ±0,009g respectivamente) mostraram-se significativamente superiores às médias (0,08 ±0,02g e 0,02 ±0,007g respectivamente). Com relação ao peso seco dos neófilos, houve diferenças significativas entre as grandes (0,005 ±0,007g) e as médias (0,003 ±0,002g). Com relação ao peso seco da raiz, pode-se observar que não houve diferença significativa entre as grandes (0,05 ±0,04g) e as médias (0,04 ±0,01g). A A.E.C. também diferiu entre estas classes (1,57 ± 0,25 cm^2mg^{-1} para as grandes e 1,51 ±0,25 cm^2mg^{-1} para as médias).

As correlações, efetuadas para determinar o grau de associação entre a A.E.C. e as massas das porções hipógeas e epígeas das plântulas, demonstrou haver correlações negativas estatisticamente significativas entre a A.E.C. e a massa total das plântulas (r^2=0,26, p<0,001), bem como entre a A.E.C. e massa dos cotilédones (r^2=0,42, p<0,001). As correlações entre, a A.E.C. e as massas das raízes, caules e neófilos não apresentaram valores significativos (r^2=0,03, p=0,14; r^2=0,01, p=0,40 e r^2=0,05, p=0,051 respectivamente).

4. Conclusões

A partir dos resultados obtidos, tornou-se evidente que a variação na massa das sementes de *T.ovata*, têm sérias implicações durante a germinação das sementes. A germinação ocorreu em um período de 90 dias, conforme sugerido por Carvalho (1994), perdendo completamente a viabilidade após três meses, se acondicionadas em sala, o que a caracteriza como espécie recalcitrante. Esta informação permite prever que àquelas sementes, principalmente as pequenas, que não germinaram no período do experimento, poucas chances teriam de sobreviver, formar um banco de sementes e germinar tardiamente. Assim, produzir sementes de maior massa pode representar maior sucesso reprodutivo, uma vez que aumenta as chances de estabelecimento das plântulas oriundas de sementes de maior massa. Esta afirmação pode ser também sustentada com base nas diferenças observadas entre as massas secas das porções epígeas, o que, entre outras características das plântulas, e conforme alguns autores (Silvertown, 1987; Tilman, 1988; Cornelissen, 1995; Bazzaz, 1996; Crawley, 1998; Kang & Primack, 1999; Escudero *et al.*, 2000; Khurana & Singh, 2000; Chacón & Bustamente, 2001; Leishman, 2001; Leishman & Murray, 2001) pode possibilitar maior habilidade competitiva durante o estabelecimento. A ausência de diferença significativa entre as classes de tamanho, relativo à massa seca da raiz, pode ser explicada em função da estrutura do substrato e do suprimento constante de água, uma vez que a distribuição relativamente homogênea de água no substrato não força a planta em alocar os recursos na formação de raiz. A tendência para a maior alocação dos recursos nas estruturas epígeas durante a formação da plântula, pode ser em razão destas estarem associadas às funções fotossintéticas.

5. Bibliografia

BAZZAZ, F. A. Plants in changing environment: linking physiological, population and community ecology. Cambridge: Cambridge University Press, 1996.

CARVALHO, P. E. R. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Brasília: Embrapa-SPI, 1994.

CHACÓN, P. & BUSTAMENTE, R. O. The effects of seed size and pericarp on seedling recruitment and biomass in *Cryptocarya alba* (Lauraceae) under two contrasting moisture regimes. Plant Ecology, 152:137-144, 2001.

CORNELISSEN, J. H. C. A triangular relationship between leaf size and seed size among woody species: allometry, ontogeny, ecology and taxonomy. Oecologia 118:248-255, 1995.

CRAWLEY, M. J. Plant ecology. 2 nd edition. Oxford: Blackwell Science, 1998.

ESCUDERO, A.; NÚNEZ, Y. & PÉREZ-GARCÍA, F. Is fire a selective force of seed size in pine species?. Acta Oecologica, 21:245-256, 2000.

KANG, H. & PRIMACK, R. B. Evolutionary change in seed size among some legume species: the effects of phylogeny. Plant Syst. Evol. 219:151-164, 1999.

KHURANA, E & SINGH, J. S. Influence of seed size on seedling growth of *Albizia procera* under different soil water levels. Annals of Botany, 86:1185-1192, 2000.

LEISHMAN, M. R. & MURRAY, R. The relationship between seed size and abundance in plant communities; model prediction and observed patterns. Oikos, 94:151-161, 2001.

LEISHMAN, M. R. Does the seed size/ number trade-off model determine plant community structure? Na assessment of the model mechanisms and their generality. Oikos, 93:294-302, 2001.

SANTANA, D. G. & RANAL, M. A Análise estatística na germinação. R. Bras. Fisiol. Veg., 12(Edição Especial):205-237, 2000.

SAS. JMP® Statistics and Graphic Guide. Cary, NC: SAS Institute Inc. 1995.

SILVERTOWN, J. W & DOUST, J. L. Introduction to plant population biology. Oxford: Blackwell Science, 1993.

SILVERTOWN, J. W. Introduction to plant population ecology. 2nd edition. Essex: Longman Scientific & Technical, 1987.

TILMAN, D. Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. Princeton: Princeton University Press, 1988.

VAN ANDEL, J.; BAKKER, J. P. & GROOTJANS, A. P. Mechanisms of vegetation sucession: a review of concepts and perspectives. Acta Bot. Neerl. 42(4):413-433, 1993.

(Projeto Financiado pelo PIPe/FURB)

Efeito da fragmentação no crescimento das colônias das formigas cortadeiras *atta laevigata*

Úrsula A. S. da Costa[1], Pille Urbas[2], Rainer Wirth[2] & Inara R. Leal[1]
[1]Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco 50670-901 Recife, PE, Brasil. E-mail: uandres@bol.com.br
[2]Abteilung Allgemeine Botanik, Universität Kaiserslautern, Postfach 3049, 67653 Kaiserslautern, Alemanha.

1. Introdução

A taxa de desmatamento de florestas tropicais excede a 15 milhões de hectares por ano, resultando em uma paisagem fragmentada (Whitmore, 1997). A conseqüência primária da fragmentação é a redução e isolamento dos habitats e o aumento na razão borda/ interior da floresta, a qual resulta em uma variedade de modificações físicas e biológicas nos remanescentes conhecidas como efeito de borda (Saunders *et al.*, 1991). A criação de uma borda altera fatores abióticos como aumento na incidência de luz, temperatura e turbulência, e diminuição na umidade relativa (veja revisão em Murcia, 1995). As mudanças físicas devido ao efeito de borda levam a modificações na composição de espécies e na estrutura da floresta. Por exemplo, fragmentos exibem elevadas taxas de mortalidade de árvores devido à turbulência (Laurance, 1997) ou intolerância às mudanças climáticas repentinas (Ferreira & Laurance, 1997). Como conseqüência, os fragmentos exibem um aumento marcado nas taxas de recrutamento de espécies pioneiras (Laurance *et al.*, 1998a), lianas e trepadeiras (Laurance *et al.*, 1998b, 2001), além de uma proliferação de espécies não-florestais (Laurance, 1991).

A família Formicidae é composta por cerca de 10 mil espécies, agrupados em 297 gêneros e 11 subfamílias, que, juntamente com abelhas e vespas, constituem a ordem Hymenoptera (Hölldobler & Wilson, 1990). Embora o hábito predominante das formigas seja predador, a subfamília Myrmicinae apresenta uma exceção notável: a tribo Attini, que contém 202 espécies, distribuídas em 12 gêneros, que são fungívoras (Hölldobler & Wilson, 1990). Estas formigas coletam material vegetal como substrato de um fungo simbionte, o qual é cultivado dentro de câmaras especiais no interior dos ninhos e é a única fonte de alimento das formas jovens e adultas (Leal, 1998, Leal & Oliveira, 1998, 2000).

A qualidade do hábitat influencia a densidade de ninhos de formigas cortadeiras em uma área, onde bordas e fragmentos de floresta apresentam maiores densidades que o interior de áreas

contínuas (Urbas *et al.*, 2002). Isso se deve ao fato de que as formigas cortadeiras preferem utilizar plantas pioneiras, as quais apresentam baixos índices de defesas físicas e químicas (Coley & Barone, 1996). Como resultado final, em bordas de floresta e fragmentos deve existir uma maior quantidade de alimento disponível para as formigas, o que possibilita um maior tamanho das colônias. Assim, o objetivo deste estudo é testar a hipótese que em ambientes de borda as colônias de *Atta laevigata* apresentam maiores taxas de crescimento que em interior de floresta.

2. Métodos

O estudo foi desenvolvido em área de floresta da Usina Serra Grande, município de São José da Laje, Alagoas, à cerca de 70km da costa Atlântica. A área de estudo encontra-se em terreno montanhoso (ca. 500 de altitude), com a presença de vales rasos e largos, característicos da Superfície da Borborema, na área de transição para a planície costeira (IBGE, 1985). Os solos mais comuns são Latossolos e Podzólicos distróficos (IBGE, 1985). O clima é tropical quente úmido, com três meses de estação seca (*sensu* IBGE 1985). A temperatura média anual gira em torno de 22 a 24°C e em Serra Grande a precipitação média anual é de 1200 mm. Os meses mais chuvosos são maio, junho e julho, e os mais secos novembro, dezembro e janeiro.

Foram marcadas 50 colônias de *Atta laevigata*, sendo 22 colônias em borda e 7 em núcleo da área controle, o Engenho Coimbra, com cerca de 3.500 ha, e outras 21 colônias em um fragmento com cerca de 300 ha. Foi considerado em efeito de borda de 100 m. Dois parâmetros foram utilizados para estimar o tamanho das colônias: (1) a área do murundum (monte de areia resultante da escavação do ninho) e (2) o número de olheiros. Foram realizadas duas medições do tamanho das colônias, a primeira em outubro de 2002 e a segunda em abril 2003 e a taxa de crescimento foi obtida subtraindo a primeira medição da segunda.

O número de olheiros e o tamanho do murundum das colônias na primeira e segunda medições foi comparado com o teste Wilcoxon e a diferença destes dois parâmetros entre os habitats com Kruskal-Wallis. A normalidade das variáveis foi testada com Lillierfors.

3. Resultados e Discussão

O tamanho do murundu das colônias variou de 10 a 319m², enquanto o número de olheiros de 11 a 425. Foi observada uma correlação diretamente proporcional e significativa entre a área do murundum e o número de olheiro das colônias avaliadas ($r = 0,363$; $P < 0,01$; $N = 50$). Esta relação era esperada uma vez que tanto o tamanho do murundu (Leal, 1998) quanto o número de olheiros (Autuori, 1942) já foram utilizados para medir o tamanho de colônias de formigas cortadeiras.

Quanto à taxa de crescimento, ambos parâmetros de tamanho indicaram crescimento das colônias ao longo dos seis meses. O número de olheiros foi significativamente maior na segunda medição que na primeira ($Z = 3,4559$; $p = 0,0005$). Para a área do murundum, os valores da segunda medição também foram maiores que os da primeiras, entretanto, a diferença foi apenas marginalmente significativa ($Z = 1,7007$; $p = 0,0733$). Nós acreditamos que essa diferença ocorre porque o número de olheiros reflete melhor o tamanho das colônias que a área do murundum. Por exemplo: quando um novo olheiro, distante dos antigos, é acrescentado à colônia, a sua influência é mais acentuada no parâmetro área do murundum do que sobre o número de olheiros propriamente dito. O número de olheiros aumentaria somente em um, enquanto a área do murundum poderia duplicar ou triplicar, dependendo do quanto distante esse novo olheiro se encontra dos antigos. Como a área subterrânea entre os olheiros antigos e o novo não necessariamente é ocupada pela colônia, quando essa área é incluída no tamanho do murundum, há uma superestimação dessa variável.

Quanto aos habitats, foi observado um crescimento maior nas colônias localizadas no fragmento (número de olheiros $H = 9,7228$; $p = 0,0018$; área do murundum $H = 3,5195$; $p = 0,0407$), enquanto colônias de borda e interior da área controle não apresentaram diferenças significativas. Esse resultado pode ser ocorrido porque algumas das colônias consideradas de interior estavam localizadas em clareiras naturais, as quais também apresentam maiores taxas de recrutamento de espécies pioneiras (Whitmore, 1990, Tabarelli & Mantovani, 1999) que em áreas onde a floresta é mais fechada. Sendo assim, também haveria bastante alimento disponível às formigas, possibilitando altas taxas de crescimento destas colônias.

4. Conclusão

Estes resultados apontam maiores taxas de crescimento em colônias localizadas no fragmento estudado que na área controle, provavelmente devido a um maior recrutamento de espécies pioneiras naqueles ambientes. Quanto ao fato de não haver diferença no crescimento das colônias de borda e interior da área controle, nós acreditamos que algumas das colônias de interior estavam localizadas em clareiras naturais, as quais também apresentam maiores taxas de recrutamento de espécies pioneiras, possibilitando altas taxas de crescimento das colônias.

5. Bibliografia

Autuori, M. 1942. Contribuição para o conhecimento da saúva (Atta spp. Hymenoptera - Formicidae). II O sauveiro inicial (Atta sexdens rubropilosa Forel 1908). Arquivos do Instituto de Biologia 13: 67-86.

Cherrett, J.M. 1968. The foraging behaviour of *Atta cephalotes* L. (Hymenoptera, Formicidae) I. Foraging pattern and plants species attacked in tropical rain forest. Journal of Animal Ecology 37: 387-403.

Coley, P.D. & Barone, J.A. 1996. Herbivory and plant defenses in tropical forests. Annual Review of Ecology and Systematic 27: 305-335.

Ferreira, L.V. & Laurance, W.F. 1997. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in central Amazonia. Conservation Biology 11: 797-801.

Hölldobler, B. & Wilson, E. O. 1990. The ants. Harvard University Press, Cambridge. 732 pp.

IBGE. 1985. Atlas Nacional do Brasil: região Nordeste. Rio de Janeiro.

Laurance, W.F. 1991. Comparative responses of five arboreal marsupials of forest fragmentation .Journal of Mammals 71: 641-653.

Laurance, W.F. 1997. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O.Jr (eds.) Tropical forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago, pp. 71-83.

Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de-Merona, J.M., Laurance, S.G., Hutchings, R. & Lovejoy, T. 1998a. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. Conservation Biology 12: 460-464.

Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de-Merona, J.M. & Laurance, S.G. 1998b. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. Ecology 79: 2032-2040.

Laurance, W.F., Pérez-Salicrup, D., Delamônica, P., Fearnside,

P.M., D'Angelo, S., Jerozolinski, A., Pohl, L. & Lovejoy, T.M. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. Ecology 82: 105-116.

Leal, I.R. 1998. Ecologia e História Natural de Formigas Attini em Vegetação de Cerrado. Tese de doutorado. UNICAMP. Campinas- SP.

Leal, I.R. & Oliveira, P.S. 1998. Interactions between fungus growing ants (Attini), fruits and seeds in cerrado vegetation in Southeast Brazil. Biotropica 30: 170-178.

Leal, I.R. & Oliveira, P.S. 2000. Foraging ecology of attine ants in a Neotropical savanna: seasonal use of fungal substrate in the cerrado vegetation of Brazil. Insectes Sociaux 47: 376-382.

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: application for conservation. Trends in Ecology and Evolution 10: 58-62.

Saunders, D.A.; Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology 5: 18-32.

Tabarelli, M & Mantovani,W. 1999.Clareiras naturais e a riquezas de espécies pioneiras em floresta Atlântica Montana. Rev.Brasil.Biol., 59: 251-261.

Urbas, P.; Falcão, P.F; Almeida, W.R; Vieira-Jr., M.A.; Barbosa, V.; Silveira, U.A.; Knoechelmann, C.M.; Leal, I.R. & Wirth, R. 2002. Processo de fragmentação aumenta a densidade de formigas cortadeiras. Anais do 53º Congresso Nacional de Botânica, Recife.

Whitmore, T.C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O. Jr (eds.) Tropical forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago, pp. 3-12.

(Capes/DFG processo no. 0007/01, Profix_CNPq processo no: 540322/01-6)

Ecologia do lagarto partenogenético *Cnemidophorus nativo* na restinga de Guaratiba, Prado, BA

Vanderlaine Amaral de Menezes[a], Carlos Frederico Duarte da Rocha[a] & Guilherme Fraga Dutra[b]

[a] Universidade do Estado do Rio de Janeiro (va.menezes@bol.com.br) [b] Conservation International do Brasil

1. Introdução

Cnemidophorus nativo (Teiidae) é uma espécie de lagarto partenogenética recentemente descoberta e descrita (Rocha *et al*, 1997) que ocorre em áreas de restingas do sul baiano e norte do Espírito Santo, no leste brasileiro. Esta espécie de lagarto vive sobre o solo arenoso coberto por herbáceas e arbustos e é um típico forrageador ativo (Menezes *et al.*, 2000). A partenogênese ou reprodução clonal em que as fêmeas originam novas fêmeas sem a participação de machos é um evento relativamente raro na natureza e, entre os vertebrados são conhecidos no mundo apenas 33 casos de espécies partenogenéticas, todas elas de répteis (Darevsky, *et al*, 1985). As fêmeas jovens geradas por uma mesma fêmea nas populações partenogenéticas são geneticamente idênticas, constituindo verdadeiros clones. A maior parte dos casos de partenogênese são conhecidos entre lagartos na Ásia, América do Norte e do Sul, com o processo em geral ocorrendo em espécies do gênero *Cnemidophorus* (Darevsky *et al*, 1985; Wright, 1993).

A análise de aspectos da ecologia auxilia no conhecimento dos mecanismos naturais de clonagem e permite comparar aspectos ecológicos e fisiológicos de populações unisexuais e bissexuais. A ecologia do lagarto forragedor ativo partenogénetico *Cnemidophorus nativo* foi estudada na Restinga de Guaratiba, no município de Prado, Estado da Bahia, com o objetivo de analisar a ecologia termal, o microhabitat preferencial, a ecologia parasitária, os hábitos alimentares e a sua reprodução.

2. Material e Métodos

Os animais foram coletados mensalmente (1997) ao longo do seu período de atividade com o uso de tiras elásticas. Para cada indivíduo coletado, medimos a temperatura da cloaca (T_c), a temperatura do ar (T_a) e a temperatura do substrato (T_s) (precisão de 0,2°C), com o uso de um termômetro cloacal Schultheis de rápida leitura, e registramos o microhabitat utilizado pelo animal no momento do primeiro avistamento. No laboratório, as fêmeas foram medidas no seu comprimento rostro-anal (CRA) (precisão de 0,1 mm), no seu comprimento lábio mandibular (LM) (precisão de 0,1 mm) e na massa (precisão de 0,1 g). Os lagartos foram dissecados e seus tratos digestivos examinados. Os nematódeos encontrados foram diafanizados com lactofenol e preparados em lâminas para identificação sob o microscópio. Os efeitos do tamanho do lagarto e da pluviosidade na área sobre a prevalência e a intensidade de nematódeos foram testados por análise de regressão (Zar, 1999). Os ítens alimentares foram identificados e categorizados no nível taxonômico de Ordem. Para cada estômago o número de ítens foi contado e o comprimento e a largura de cada presa consumida foram medidos usando um paquímetro (precisão de 0,1mm). Para estimar o volume de cada presa, usamos a fórmula da elipse: $4/3p\ (\text{comprimento}/2)\ (\text{largura}/2)^2$ (Vitt, 1991). Registramos em cada ovário o número de folículos e o de folículos em vitelogênese, o diâmetro do maior folículo e número de ovos nos ovidutos. Medimos a massa de corpos gordurosos (precisão de 0,001 g) relacionando ao estado reprodutivo das fêmeas.

3. Resultados e Discussão

Os dados mostraram que *Cnemidophorus nativo* na Região de Guaratiba possui uma T_c média em atividade de 39 $\pm$ 2,026°C (amplitude 31-42°C). A relação entre T_c e T_a foi positiva e significativa ($F_{1,86} = 24,21$; $R^2 = 0,22$; $P < 0,001$), assim como a T_s ($F_{1,51} = 27,40$; $P > 0,05$). A T_c não estava relacionada com o tamanho do lagarto ($F_{1,95} = 3,129$; $R^2 = 0,032$; $P = 0,08$). Os maiores valores de T_c média em atividade (39,2°C) ocorreram entre 10h e 12h, período coincidente com o pico de atividade da espécie. A T_c diferiu entre as estações ($P = 0,008$) indicando que as variações na temperatura do ambiente entre as estações afetam a T_c da espécie. Ocorreram seis espécies de helmintos associadas ao tubo digestivo de *Cnemidophorus nativo*: *Physaloptera retusa*, *Physalopteroides venancioi*, *Subulura lacetilia*, *Parapharyngodon* sp., *Skrjabinelasia intermedia*. e *Oochoristica ameivae*. *Physaloptera retusa* (22,8%), *Physalopteroides venancioi* (11,9%) e *Subulura lacetilia* (4,0%) apresentaram prevalências mais altas quando comparadas com *Oochoristica ameivae* (2%), *Thelandros sceleratus* (1%) e *Skrjabinelazia intermedia* (1%). O tamanho corpóreo dos lagartos não afetou a intensidade total de helmintos no trato digestivo ($F = 0,33$; $P = 0,57$). A prevalência e a intensidade total mensal não estavam significativamente relacionadas com a pluviosidade do mês na área ($F = 0,13$; $P = 0,73$ e $F = 0,00$; $P = 0,99$, respectivamente). A dieta do lagarto, em termos numéricos, foi composta predominantemente por Isoptera (74,9%), seguida por larvas de Coleoptera (9,2%) e larvas de Neuroptera (3,8%). Em termos volumétricos a predominância também foi de Isoptera (38,4%). Larvas de Coleoptera (15,4%), de Neuroptera (12,6%) e de Lepidoptera (11,5%) também constituíram itens

importantes em termos de volume na dieta desta espécie. O tamanho mínimo na maturidade foi 48,8 mm de CRA. O tamanho da ninhada variou de um a quatro ovos, sendo mais frequente dois (x = 2,2 ± 1,0). Pelo menos 50% das fêmeas sexualmente maduras estavam reprodutivas em cada mês, possuindo ovos nos ovidutos ou folículos ovarianos em vitelogênese. Similarmente, ocorreram jovens (30-40 mm CRA) nos diferentes meses estudados. Não houve sazonalidade no acúmulo de gordura reservada nos corpos gordurosos. A relação entre o tamanho da fêmea e o tamanho da ninhada foi positiva e significativa ($F_{1,35}$ = 8,437, R^2 = 0,194, P = 0,006). Os dados indicaram que *C. nativo* é uma espécie com hábito diurno que possui uma temperatura corpórea em atividade relativamente elevada, necessária para manter os elevados níveis de intensidade de movimento característicos de forrageadores ativos. As fontes do ambiente interagem para determinar a T_c do lagarto e ambas T_a e T_s explicam uma porção adicional da variação na T_c após retirado o efeito da outra. As temperaturas do ambiente explicam apenas uma pequena parte da T_c do lagarto o que é esperado para forrageadores ativos, os quais se deslocam continuamente.

A região da restinga de Guaratiba é caracterizada por uma acentuada sazonalidade na pluviosidade, mas não houve relação estatisticamente significativa entre a intensidade média mensal parasitária com a pluviosidade. Isto sugere que a umidade na área de estudo não afeta de forma importante a razão de infecção por helmintos mas, não sabemos em que extensão isto pode ser consequência da baixa prevalência e intensidade das espécies de parasitas. *Cnemidophorus nativo* é essencialmente carnívoro com uma dieta, que embora aparentemente diversificada, é constituída predominantemente por presas relativamente sedentárias (larvas) ou que ocorrem de forma agregada (cupins) o que não difere da tendência geral existente para as populações bissexuais de Teiidae deste gênero. *Cnemidophorus nativo* possui uma reprodução extensa como outros lagartos tropicais deste gênero, e possui padrões reprodutivos similares a outras espécies bissexuais e unisexuais tropicais e temperadas de *Cnemidophorus*.

4. Conclusões

É provável que a variação sazonal encontrada na temperatura média em atividade de *C. nativo* seja resultado da variação nas temperaturas do ambiente local, como parte de um processo de aclimatação às variações ambientais. Considerando a baixa prevalência e intensidade de helmintos, *C. nativo* provavelmente não é o hospedeiro específico para as espécies de helmintos na área de estudo. A composição da dieta de *C. nativo* é compatível com aquela encontrada em geral para as espécies bissexuais e unisexuais do gênero no Brasil e América Central, para as quais geralmente também predominam os isópteros e as larvas. Neste estudo, concluímos que a população de *C. nativo* de Guaratiba é unisexual, ovípara e reproduz-se continuamente ao longo do ano, independente da sazonalidade do hábitat.

5. Referências Bibliográficas

Rocha, C. F. D., Bergallo, H. G., Peccinini-Seale, D. (1997). Evidence of an unisexual population of the brazilian whiptail lizard genus *Cemidophorus* (Teiidae), with description of a new species. Herpetologica 53: 374-382.

Darevsky, I. S., Kupriyanova, L. A. & Uzzell, T. (1985). Parthenogenesis in Reptiles. In C. Gans & F. Billett (eds.), Bilogy of the Reptilia, pp 411-526. A John Wiley & Sons, New York.

Menezes, V. A., Rocha, C. F. D. & Dutra, G. F. (2000). Termorregulação no lagarto partenogenético *Cnemidophorus nativo* (teiidae) em uma área de restinga do nordeste do Brasil. Revista de Etologia 2: 103-109.

Vitt, L. J. (1991). An introduction to the ecology of cerrado lizards. Journal of Herpetology 25: 79-90.

Wright, J. W. (1993). Evolution of the lizards of the genus *Cnemidophorus*. In J. W. Wright & L. J. Vitt (eds.), Biology of whiptail lizards (Genus *Cnemidophorus*), pp 28-81. The Oklahoma Museum of Natural History, Norman, Oklahoma, USA.

Órgão financiador: CNPq

Distribuição espacial de girinos de *scinax trapicheiroi* (hylidae) em um riacho de mata atlântica da Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro.

Vanessa Moura Ferreira[a,b], Monique Van Sluys[a] & Carlos Frederico Duarte da Rocha[a]

[a]Departamento de Ecologia, IBRAG, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, 20550-019, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

[b]Graduação Biologia, (vmfbio@ig.com.br).

1. Introdução

A espécie estudada, *Scinax trapicheiroi* Lutz 1954, é um hilídeo pertencente ao grupo *catharinae* (Pombal & Bastos, 1996). Sua distribuição geográfica estende-se por áreas montanhosas com Mata Atlântica de encosta dos Estados do Rio de Janeiro e de São Paulo, sem alcançar a Serra dos Órgãos (em Teresópolis) (Lutz, 1973). Os girinos de *S. trapicheiroi* caracterizam-se pela presença de lúnulas douradas entre os olhos e as narinas, que são perdidas gradualmente a partir do estágio 27 (Carvalho e Silva & Carvalho e Silva, 1994).

Muitas espécies de girinos têm a sua taxa de crescimento influenciada pela competição, predação, temperatura ambiente, e outros aspectos como o oxigênio dissolvido na água e o pH (McDiarmid & Altig,1999).

Este estudo teve como objetivo analisar a dinâmica populacional de girinos de *Scinax trapicheiroi* e sua distribuição espacial ao longo de um riacho da Mata Atlântica, situado nas proximidades da Vila Dois Rios, Ilha Grande (Município de Angra dos Reis, RJ). Especificamente foram avaliadas a distribuição de tamanhos, a distribuição espacial, a densidade absoluta e a ocorrência dos girinos ao longo do ano (abril de 2002 a junho de 2003).

2.Métodos

O trabalho foi desenvolvido mensalmente entre abril de 2002 e junho de 2003, em um riacho localizado no início da trilha do Caxadaço, Ilha Grande. A Ilha Grande (23º11' S; 44º12' W), com aproximadamente 193 Km^2, é a maior ilha do litoral do Estado do Rio de Janeiro, está localizada no município de Angra dos Reis. Ela possui florestas com diferentes graus de regeneração (Vera y Conde, 1999; Rocha *et al*, 2000). O clima da área é quente e úmido. A temperatura média anual é de 22,5ºC, com média máxima em fevereiro e média mínima em julho. A pluviosidade média anual é de 2240mm (Bittencourt, 1998), com uma estação de elevada pluviosidade ocorrendo de outubro a abril, e de maio a setembro uma estação comparativamente mais seca (Vera y Conde, 1999).

Foram estabelecidos 25 pontos de amostragem ao longo de um trecho de 50 metros do riacho, distantes 2 m entre si. Foram sorteados aleatoriamente 15 pontos para o estudo a cada mês. Os girinos foram amostrados durante o período diurno com uma rede

pequena (de aquário). A cada amostragem a rede era passada diversas vezes no trecho do rio sorteado e os girinos capturados eram colocados em potes plásticos e posteriormente em uma bandeja para serem medidos e contados. Foram medidos o comprimento total e o comprimento do corpo com paquímetro (precisão de 0,1mm). O estágio de desenvolvimento também foi analisado com base na tabela de Gosner (1960). Após a análise os girinos eram devolvidos ao riacho.

A profundidade do riacho em cada ponto foi estimada colocando-se um galho na água e com paquímetro (precisão de 0,1 mm) era medida a profundidade a partir da marca d'água. O tipo de substrato foi registrado, sendo dividido em seis grupos: pedra; areia; folhiço; pedra/areia; folha/pedra e folha/areia.

3. Discussão e Resultados

Os girinos de *Scinax trapicheiroi* ocorreram no riacho em todos os meses estudados. No mês de setembro ocorreram girinos em apenas três pontos dos quinze sorteados. Neste mês o nível da água do riacho estava baixo, com dois pontos secos o que pode ter contribuído para a pequena densidade de girinos.

Durante todos os meses estudados foram observados girinos no intervalo de estágio de desenvolvimento 20-26. Este período representa a transição de um embrião relativamente imóvel para um ativo e é neste período que as estruturas associadas com alimentação e natação começam a aparecer e o padrão de pigmentação larvar começa a ser definido (Gosner, 1960). A ocorrência de girinos nesses estágios ao longo de todo o ano indica que os indivíduos de *Scinax trapicheiroi* possuem reprodução prolongada ao longo do ano, o que também pode ser inferido pela atividade anual de vocalização observado por Rico (2002) na mesma localidade. O mês de abril de 2002 e o mês de junho de 2003 foram os meses em que ocorreram girinos (n=1, em ambos os meses) com maiores estágios de desenvolvimento, 42 e 41, respectivamente. Nesse estágio o girino já começa a apresentar dois pares de patas, mandíbula e língua (Gosner,1960).

A redução no número de estágios mais avançados pode sugerir uma elevada mortalidade entre os girinos (que pode ser ocasionada por predação, chuva forte ou seca), ou que a metamorfose pode estar ocorrendo de modo muito rápido, ou seja, os girinos estão chegando a metamórficos em um curto período de tempo (McDiarmid & Altig, 1999). O curto período de desenvolvimento larvar pode estar respondendo a um ambiente variável e pouco previsível, com poças sujeitas à secas ou correntezas que afetam a sobrevivência das desovas (Rico, 2002).

A maior densidade de girinos (n = 384) foi encontrada no mês de maio de 2003 e a menor (n = 2) em janeiro. No mês de janeiro a precipitação pluviométrica foi elevada (observação pessoal) e consequentemente o riacho estava com a correnteza forte o que pode inviabilizar a oviposição (as fêmeas de *S. trapicheiroi* usam principalmente poças sem correnteza para se reproduzir), ou a sobrevivência das desovas (Rico, 2002).

Os girinos foram medidos em seu comprimento total (maior 38,7 mm; menor 5,7 mm) e comprimento do corpo (maior 10,7 mm; menor 1,9 mm), e foi observada uma maior freqüência de girinos com menores comprimentos, independente do estágio de desenvolvimento.

O substrato mais freqüente no riacho é folha/areia, e este foi o que apresentou maior freqüência, 62,8%, na distribuição dos girinos e o substrato areia foi o menos freqüente na distribuição dos girinos.

A profundidade do riacho no trecho estudado variou de 2,2 cm até 60,2 cm (média de 18,2 cm). Foram encontrados intervalos totalmente secos em nove meses de estudo. Alguns pontos, embora não estivessem secos, não tinham girinos, o que poderia estar relacionado com um alto índice de predação, com a correnteza do ponto ou com a temperatura da água naquele ponto, porém não foram feitos estudos para confirmar estas hipóteses. Foi descartada a hipótese do substrato estar relacionado com a ausência dos girinos porque nos pontos em que estes não ocorreram a maior parte do substrato era folha/areia, e este foi o substrato que apresentou maior freqüência, 62,8%, na distribuição dos girinos ao longo do riacho. Os girinos ocorreram em pontos que não tinham a correnteza muito forte, porém a profundidade variou bastante. Não podemos afirmar se os girinos ocorrem preferencialmente em pontos mais rasos ou mais fundos. Nos pontos em que os girinos foram encontrados ocorreram todos os tipos de substratos, porém a malha utilizada para o estudo do substrato foi considerada muita ampla. Será proposta uma nova metodologia para estudar este parâmetro.

4.Conclusões

No riacho estudado, os girinos recém-eclodidos (estágios 20-26) de *Scinax trapicheiroi* estiveram presentes durante todos os meses, o que mostra que a reprodução é prolongada ao longo do ano. Girinos em outros estágios foram encontrados apenas entre abril e outubro de 2002 e abril e junho de 2003.

Concluímos que a distribuição dos girinos se dá ao longo de todo o riacho e em todos os substratos estudados (folha, areia e pedra), não podendo se afirmar a preferência dos girinos por um tipo de substrato.

A predação dos girinos pode estar relacionada ao elevado número de crustáceos (camarões) encontrados em alguns pontos do riacho nos meses de dezembro a março (observação pessoal), No entanto são necessários estudos mais aprofundados para testar esta hipótese.

Apoio: FAPERJ, CNPq, CEADS.

FAPERJ (Auxílio à Pesquisa#E.R6./172.383/2000); CNPq (bolsas de produtividade à pesquisa para MVS-302405/02-0 e CFDR-300819/94-3); Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável (CEADS/SR-2/UERJ). VMF é bolsista de iniciação científica (PIBIC/SR-2/UERJ).

5.Referências Bibliográficas

Carvalho e Silva & Carvalho e Silva, (1994). Descrição das larvas de *Ololygon albicans* e de *Ololygon trapicheiroi* com considerações sobre sua biologia (Amphibia, Anura, Hylidae). *Rev. Brasil. Biol.* 54 (1): 55-62.

Gosner, K. L. (1960). A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herpetologica* 16: 183- 190.

Lutz, B. (1954). Anfíbios anuros do Distrito Federal. *Mem. Inst. Osw. Cruz* 52 (1): 155- 238.

Lutz, B. (1973). Brazilian Species of *Hyla*. *University of Texas Press*, Austin & London. XIX 265 pp.

McDiarmid, R. & Altig, R. (1999). *Tadpoles: the biology of anuran larvae*. Ed. The University of Chicago Press. 444 pp.

Pombal JR, J. P. & Bastos, R. P. (1996). Nova espécie de *Scinax wagler*, 1830 do Brasil Central (Amphibia, Anura, Hylidae). *Boletim do Museu Nacional* 371: 1- 11

Rico, M. (2002). Atividade de vocalização e reprodução de *Scinax trapicheiroi* (Anura, Hylidae) em um riacho da Mata Atlântica da Ilha Grande, RJ. Dissertação de Mestrado em Biologia, Área de Concentração em Ecologia.UERJ, IBRAG. 66 pp.

Rocha, C. F. D., M. Van Sluys, M. A. S. Alves, H. G. Bergallo e D. Vrcibradic. (2000). Activity of leaf-litter frogs: When should frogs be sampled? *Journal of Herpetology*, Vol. 34 (2): 285-287.
Vera & Conde, C. F.(1999). A estrutura do habitat, a abundância, biomassa e diversidade de espécies de pequenos mamíferos e a produtividade de artrópodos: uma comparação entre quatro áreas da Ilha Grande, RJ. *Dissertação de Mestrado,* Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Fungos encontrados em ninhos de formigas cortadeiras (*Atta laevigata*) em fragmentos de floresta Atlântica no Nordeste do Brasil

Veralucia Santos Barbosa[1], Rainer Wirth[2], Cristina Maria de Souza Motta[3], Inara Roberta Leal[4]
[1,4]Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco 50670-901 Recife, PE, Brasil; [2]Abteilung Allgemeine Botanik, Universität Kaiserslautern, Postfach 3049, 67653 Kaiserslautern, Alemanha; [3]Departamento de Micologia, Universidade Federal de Pernambuco 50670-901 Recife, PE, Brasil.
(veraluciasb@yahoo.com.br)

1. Introdução

As formigas Attini (Formicidae, Myrmicinae, Attini) mantêm um mutualismo obrigatório com fungos (Basidiomycetina, Agaricales, Agaricaceae) que são cultivados dentro de seus ninhos com substrato vegetal, e que constituem sua principal fonte de alimento (Quinlan & Cherrett, 1979; Chapela *et al*., 1994). Apesar de explorarem uma ampla faixa de espécies vegetais (Forti *et al*., 1983), estas formigas apresentam coleta preferencial (Cherrett, 1972), e são mais comuns em florestas de estágios sucessionais recentes (Farji-Brener, 2001).

O mutualismo entre as formigas cortadeiras e seus fungos é uma associação natural, baseada nas diferentes capacidades metabólicas complementares (Diehl-Fleig & Valim-Labres, 1993). Essa associação permite às formigas explorar um recurso que de outra maneira estaria indisponível (Hinkle *et al*., 1994) e, por outro lado, os fungos beneficiam-se com substrato e defesa antimicrobiana fornecidos pelas formigas (North *et al*., 1997).

Entretanto, novos estudos têm identificado que os jardins de fungo das formigas são hospedeiros de microfungos patogênicos dos gêneros *Escovopsis* e *Trichoderma*, que sob algumas condições podem proliferar dentro da colônia infectada levando-a a morte (Currie, 2001a; Currie *et al*., 1999a/b). Logo, está claro que estes parasitas têm um impacto na sobrevivência das formigas cortadeiras (Currie, 2001b), o que constitui um fator de regulação populacional do tipo "top-down", onde as populações de um nível trófico são reguladas pelo nível trófico superior, ou seja, por predação e/ou parasitismo (Begon *et al*., 1996).

Os níveis tróficos superiores (predadores e parasitas) são mais fortemente influenciados pelo processo de fragmentação, uma vez que suas populações dependem do estabelecimento prévio e bem sucedido das populações dos níveis tróficos inferiores (presas e hospedeiros) (Kruess & Tscharntke, 1994), acredita-se então que as taxas de parasitismo dos jardins de fungo das formigas cortadeiras são maiores em grandes fragmentos, resultando em uma taxa mais baixa de fundação de colônias e/ou sobrevivência nestes habitats.

Sendo assim, os objetivos deste trabalho são: isolar e identificar os fungos encontrados nos jardins das formigas cortadeiras, bem como, verificar e comparar a freqüência de infecção dos jardins pelos fungos parasitas *Escovopsis* e *Thichoderma* em dois fragmentos de diferentes tamanhos.

2. Material e métodos

A fim de obter a taxa de parasitismo e verificar quais espécies de fungos são encontradas nos jardins das formigas cortadeiras, foram escolhidos, como áreas de estudo, um dos maiores fragmentos de floresta Atlântica ao Norte do Rio São Francisco (cerca de 3.000 ha), e um pequeno fragmento com aproximadamente 10% de sua área, ambos localizados na zona Norte do estado de Alagoas.

Dez colônias de *Atta laevigata* em cada ambiente foram escavadas entre novembro de 2002 e fevereiro de 2003. Amostras do fungo simbionte das colônias foram coletadas após o aparecimento da primeira câmara de fungos, e pedaços do jardim foram acondicionados em recipientes esterilizados. Em ambiente estéril, amostras menores dos jardins foram transferidas para placas (três amostras por ninho) contendo meio de cultura (BDA), para posterior isolamento e identificação das espécies de fungos encontradas.

Para comparar a taxa de parasitismo dos jardins de fungo das formigas em fragmento e em área controle foi utilizado o teste estatístico do Qui-quadrado. E para verificar se existe diferença no número de espécies de fungos associadas às colônias nos habitats foi realizada uma análise de variância não paramétrica (Kruskal-Wallis). A normalidade foi testada com Kolmogorov-Smirnov (Lilliefors) (Zar, 1996).

3. Resultados

Verificou-se um percentual de 80% de parasitismo dos jardins de fungo das formigas, pelas espécies do gênero *Trichoderma* (*T. aureoviride* e *T. viriens*) para as amostras de fragmento, contra 70% de taxa de parasitismo para as amostras de área controle, não havendo diferença significativa entre estes valores. O parasita *Escovopsis* não foi encontrado.

Além das espécies de fungos do gênero *Trichoderma*, foi possível identificar a ocorrência de mais 13 espécies: *Circinella minor*, *Colletotrichium gloeosporiodes*, *Fusarium decemcellulare*, *Fusarium solani*, *Gliocladium virens*, *Gongronella butleri*, *Nigrospora sphaerica*, *Penicillium commune*, *Penicillium corylophyllum*, *Penicillium implicatum*, *Penicillium purpurogenium*, *Penicillium restictum* e *Pestalotiopsis maculans.* Foram registradas outras 27 morfoespécies pertencentes aos gêneros: *Aspergillus* (5), *Cladosporium* (2), *Cunninghamella* (1), *Fusarim* (1), *Guinardia* (1), *Mucor* (2), *Paecilomyces* (2), *Penicillium* (10), *Talaromyces* (1) e *Torula* (2). E por fim, outras 27 espécies estão em processo de identificação.

Não houve diferença significativa entre o número de espécies de fungos associadas às colônias. Entretanto, existem grandes diferenças nas espécies já identificadas associadas aos diferentes habitats. Seis foram exclusivas da área controle: *Circinella minor*, *Fusarium decemcellulare*, *Penicillium commune*, *Penicillium implicatum*, *Penicillium restictum*, *Pestalotiopsis maculans;* sete foram exclusivas de fragmento: *Colletotrichium gloeosporiodes*, *Fusarium solani*, *Gliocladium virens*, *Gongronella butleri*, *Nigrospora sphaerica*, *Penicillium corylophyllum*, *Penicillium purpurogenium;* e apenas duas espécies ocorreram em ambos os habitats: *Trichoderma aureoviride* e *Trichoderma viriens.*

4. Conclusões

Não houve diferença significativa na taxa de infecção dos jardins

das formigas cortadeiras pelo parasita *Trichoderma* entre os ambientes, o que poderia indicar que, apesar da diferença de tamanho, os fragmentos selecionados apresentam *status* de conservação similares.

Muitos dos gêneros encontrados também foram achados por outros autores em ninhos de *Atta* e *Acromyrmex* (Diehl-Fleig & Valim-Labres, 1993; Fisher *et al.*, 1996; Bot *et al.*, 2002), o que sugere que na ausência de formigas, e conseqüentemente de substâncias antimicrobianas, outros fungos são capazes de se desenvolver nos jardins e talvez atuarem como patógenos regulando as populações de formigas cortadeiras.

Até o presente momento esta é uma das maiores listas de fungos associados aos jardins das formigas cortadeiras. Estudos para identificar as demais espécies e, posteriormente, testar o seu potencial patogênico estão sendo conduzidos.

5. Referências bibliográficas

Begon, M.; Harper, J. L.; Townsend, C. R. 1996. *Ecology : individuals, populations and communities*. Blackwell, Boston.

Bot, A. N. M.; Ortius-Lechner, D.; Finster, K.; Maile, R.; Boomsma, J. J. 2002. Variable sensitivity of fungi and bacteria to compounds produced by the metapleural glands of leaf-cutting ants. *Insects sociaux*, 49: 363-370.

Chapela, I. H.; Rehner, S. A.; Schultz, T. R.; Mueller U. G. 1994. Evolutionary history of the symbiosis between fungus-growing ants and their fungi. *Science*, 266: 1691-1694.

Cherrett, J. M. 1972. Some factors involved in the selection of vegetable substrate by *Atta cephalotes* (L.) (Hymenoptera: Formicidae) in tropical rain forest. *Journal of Animal Ecology*, 19: 647-660.

Currie, C. R. 2001a. Prevalence and impact of a virulent parasite on a tripartit mutualism. *Oecologia*, 128: 99-106.

Currie, C. R. 2001b. A community of ants, fungi, and bacteria: a multilateral approach to stuying symbiosis. *Annu. Rev. Microbiol*, 55: 357-380.

Currie, C. R.; Mueller, U. G; Malloch, D. 1999a. The agricultural pathology of ant fungus gardens. *Proceedings of the National Academy of Science*, 96: 7998-8002.

Currie, C .R.; Scott, J. A.; Summerbell, R. C.; Malloch, D. 1999b. Fungus-growing ants use antibiotic-producing bacteria to control garden parasites. *Nature*, 98: 701-704.

Diehl-Fleig, E.; Valim-Labres, M. E. 1993. Fungi isolated from leaf-cutting ants *Atta sexdens piriventris* and *Acromyrmex heyeri* (Hymenoptera-Formicidae): *Mucor* spp. effects on *Beauveria bassiana* entomopathogen. *Journal of the Brazilian Asociation for the Advancement of Science*, 45: 142-143.

Farji-Brener, A. G. 2001. Why are leaf-cutting ants more common in early secondary forests than in old-growth tropical forests? An evaluation of the palatable forage hypothesis. *Oikos*, 92: 169-177.

Fisher, P. J.; Stradling, D. J.; Sutton, B. C.; Petrini, L. E. 1996. Microfungi in the fungus gardens of the leaf-cutting ant *Atta cephalotes*: a preliminary study. *Mycol. Res.*,100: 541-546.

Forti, L. C.; Neto, S. S.; Pereira-da-Silva, V. 1983. Dois métodos de avaliação de densidade populacional para operárias forrageiras de *Atta sexdens rubropilosa* Forel, 1908 (Hymenoptera: Formicidae). *An. Soc. Entomol. Brasil*, 12: 195-211.

Hinkle, G.; Wetterer, J. K.; Schultz, T. R.; Sogin, M. L. 1994. Phylogeny of the Attine ant fungi based on analysis of small subunit ribosomal RNA gene sequences. *Science*, 266: 1695-1697.

Kruess, A.; Tscharntke, T. 1994. Habitat fragmentation, species loss and biological control. *Science*, 264: 1581-1584.

North, R. D.; Jackson, C. W.; Howse, P. E. 1997. Evolutionary aspects of ant-fungus interactions in leaf-cutting ants. *Elsevier Science*, 12: 386-389.

Quinlan, R. J.; Cherret, Jr. M. 1979. The role of fungus in the diet of the leaf-cutting ant *Atta cephalotes* (L.). *Ecological Entomology*, 4: 151-160.

Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Inc., New Jersey.

(Capes/DFG processo nº. 0007/01, Profix_CNPq processo nº: 540322/01-6)

Ocorrência, distribuição e densidade dos girinos de *Hyla leucopygia* (Anura, Hylidae), na Mata Atlântica da Ilha Grande, Rj.

Vitor Borges1;Carlos Frederico Duarte da Rocha2; Monique Van Sluys3
1graduação Ciências Biológicas Universidade Estadual do Rio de Janeiro(uerj.herpetology@ig.com.br); 2ecologia, Ibrag, Uerj; 3 ecologia, Ibrag, Uerj

1. Introdução

Hyla leucopygia é um hylídeo que ocorre na Mata Atlântica do sudeste do Brasil, nos estados do Rio de Janeiro e de São Paulo. A Mata Atlântica constitui um ecossistema extremamente ameaçado pela ação antrópica, e hoje encontra-se fragmentada em pequenas porções dispersas ao longo da costa brasileira. O rápido processo de destruição a que está sendo submetida compromete a diversidade biológica, bem como o conhecimento de sua fauna e flora. Apesar de ser um ecossistema quase completamente destruído, a Mata Atlântica ainda mantêm um grande número de espécies e de grupos filogeneticamente distintos (Bergallo *et al*, 2000). No caso dos anfíbios anuros, o pequeno volume de dados disponíveis aponta para a necessidade de estudos sistematizados sobre a ecologia das espécies desse bioma, de forma a fornecer subsídios para o manejo e conservação das espécies e, consequentemente a preservação da biodiversidade. O presente trabalho tem como objetivo estudar a ocorrência, distribuição e densidade dos girino de *Hyla leucopygia* ao longo de dois riachos na Mata Atlântica da Ilha Grande, Angra dos Reis, Rio de Janeiro. Os girinos desta espécie são encontrados, de forma geral, em pequenos riachos com correnteza lenta na Mata Atlântica do Sudeste.

2. Métodos

Este estudo foi realizado em uma área de mata secundária situada próxima à localidade de Vila Dois Rios (23o 11' S, 44o 12' W), no lado oceânico da Ilha Grande, Município de Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro. A Ilha Grande está situada no Domínio Morfoclimático da Floresta Atlântica, apresentando cobertura vegetal em diversos níveis de regeneração após impactos provenientes de atividades humanas ao longo dos últimos séculos.

O clima da Ilha Grande é quente e úmido e a temperatura média na área é de 22,5oC, sendo a máxima média em fevereiro com 25,7oC e a mínima média em julho com 19,6oC (Bittencourt, 1997). A pluviosidade média da região é de aproximadamente 2200 mm (NUCLEN, 1997).

Para avaliar a ocorrência e a distribuição dos girinos em dois córregos em que a espécie se reproduz na Ilha Grande, foram estabelecidos 24 intervalos, cada um com 2 metros, ao longo do curso de cada riacho, totalizando 50 metros de extensão de cada riacho para amostragem. Mensalmente foram sorteados 15 intervalos em cada um dos riachos para serem amostrados. As amostragens foram realizadas durante o dia, de abril de 2002 a abril de 2003. Realizamos também amostragens diurnas e noturnas dos girinos de *Hyla leucopygia* para avaliarmos eventuais dife-

renças na atividade dos girinos entre esses períodos. As amostragens durante o período noturno foram realizadas de setembro de 2002 a abril de 2003 para ambos os riachos. Para amostrarmos um índice da densidade dos girinos na água foi utilizada uma rede pequena (12,5 X 16,0 cm) para capturar os girinos. Foi realizado sempre o mesmo procedimento: o observador passava a rede sistematicamente no fundo da calha do riacho, dentro da parcela sorteada, de forma a percorrer completamente a área de cada um dos intervalos sorteados. Os girinos capturados foram colocados em potes plásticos contendo água e ali mantidos até que toda a parcela fosse amostrada. Após isto, os girinos foram transferidos para uma bandeja plástica (40 X 30 cm) contendo apenas uma fina lâmina d'água, de forma a que pudessem ser medidos no seu comprimento total e comprimento corporal (com precisão de 0,1 mm com um paquímetro). Os valores de comprimento total e comprimento corporal foram colocados simultaneamente em um gráfico incluindo todos os meses do estudo de forma a avaliar as possíveis variações nestes parâmetros da dinâmica dos girinos. Os dados obtidos fornecem uma estimativa da abundância mensal, densidade (ind./metro de calha do rio) e distribuição de tamanhos dos girinos ao longo do ano nos córregos. Foram realizadas comparações utilizando o teste t de Student para avaliar se houve diferenças significativas: no número de girinos encontrados nos riachos entre as amostragens diurna e noturna; no número de girinos encontrados nas estações de seca e de chuva em cada riacho; nas densidades dos girinos entre os dois riachos. Também realizamos regressão múltipla (Zar, 1984) entre a densidade dos girinos, a temperatura da água e a pluviosidade média para avaliarmos a influência desses fatores abióticos na dinâmica populacional desses organismos.

3. Resultados e Discussão

Em ambos os riachos estudados, os girinos de *Hyla leucopygia* ocorreram em todos os meses amostrados, com exceção de fevereiro. Contudo, a dinâmica dos girinos foi diferente nos dois riachos. Em H3, o número de girinos variou ao longo do ano, tendo ocorrido em abril de 2002 o maior número de girinos amostrados (quantos?).

No riacho H3, o comprimento corporal e o comprimento total dos girinos de *H. leucopygia* variaram ao longo do ano com os menores tamanhos ocorrendo em julho. O maior comprimento total registrado para um girino foi de 56,1 mm (março de 2003) e o menor de 8,6 mm (julho de 2002). Em termos de comprimento corporal, o maior registrado para girino de *H. leucopygia* foi de 20,0 mm (abril de 2002) e o menor de 2,6 mm (julho de 2003).

No riacho H4 os girinos de *H. leucopygia* ocorreram durante todos os meses do ano. Em abril de 2003 ocorreu o maior número de girinos encontrados. Houve uma considerável amplitude de variação tanto no comprimento do corpo quanto no comprimento total dos girinos de *H. leucopygia* em todos os meses do estudo neste riacho. O maior comprimento total registrado foi de 52,9 mm (julho de 2002) e o menor de 14,0 mm (março de 2003). Em termos de comprimento corporal, o maior tamanho de girino de *H. leucopygia* encontrado neste riacho foi de 15,8 mm (janeiro de 2003) e o menor de 2,7 mm (maio de 2002). Esta variação sugere que os indivíduos de *Hyla leocopygia* possuem reprodução contínua ao longo do ano e não sazonal.

As amostragens diurnas e noturnas realizadas em um mesmo dia durante oito meses indicaram não haver diferenças significativas no número de girinos encontrados nos riachos H3 e H4 entre estes períodos (H3: Teste t, t = 0,577; G.L. = 6; P = 0,585; H4: Teste t, t = - 1,201; G.L = 6; P = 0,275). Embora não tenha sido encontrada diferença estatística entre a amostragem diurna e noturna no período de estudo, os girinos de *Hyla leucopygia* nos riachos H3 e H4 só puderam ser observados visualmente durante a noite sendo encontrados enterrados ou escondidos entre as folhas durante o dia. Dessa forma, aparentemente a luminosidade diurna afeta a atividade dos girinos.

As densidades de girinos/m/calha de rio variaram de forma diferente nos dois riachos ao longo dos meses de estudo, tendo sido significativamente diferentes entre eles(Teste t, t = - 4,38; G.L. = 22; P < 0,001). Isto indica que as densidades dos girinos de *Hyla leucopygia* não sejam constantes nos córregos, mas sim que variem dependendo do riacho. Embora os dados sejam ainda preliminares, é destacável que no riacho em que a espécie ocorre em maior densidade (H4) esta seja a única espécie de girino vivendo no mesmo, enquanto no riacho em que ocorreu com menor densidade três outras espécies de girinos (quais?) ocorram sintopicamente. Adicionalmente, não sabemos em que extensão o tipo de substrato do fundo dos córregos pode afetar as densidades, uma questão que pretendemos investigar adiante. Os maiores e menores valores de densidades encontradas foram respectivamente nos meses de março de 2003 e novembro de 2002 (0,3 e 0,1 girino/m/calha de rio) no riacho H3 e nos meses de abril e março de 2003 (1,16 e 0,24 girino/m/calha de rio) no riacho H4.

Embora a densidade de girinos por metro de calha de rio tenho variado de forma diferente nos dois riachos a diferença entre os valores encontrados durante os meses das estações de seca e de chuva não foram significativamente diferentes para os dois riachos (H3: Teste t, t = - 0,584; G.L. = 10; P = 0,572; H4: Teste t, t = - 0,755; G.L. = 10; P = 0,468). Este resultado indica que as densidades dos girinos de *Hyla leucopygia* não variaram entre as estações do ano, no entanto a variação da densidade entre os riachos estudados indica a necessidade de amostragens adicionais, afim de avaliar quais fatores podem estar agindo sobre esses sistemas.

Através da análise de regressão pudemos constatar que a variação das médias da temperatura da água dos riachos ao longo dos meses e da pluviosidade média não afetaram a variação da densidade de girinos de *Hyla leucopygia* ao longo dos meses de estudo (N = 12, R = 0,2, F = 0,187, P = 0,833). G.L.

4. Conclusão

A dinâmica dos girinos de *Hyla leucopygia* nos córregos estudados na Ilha Grande indicou que os comprimentos totais e corporais variaram ao longo do período de amostragem nos riachos, havendo uma considerável amplitude entre os girinos de menor e maior tamanho. Este resultado sugere que os indivíduos de *H. leucopygia* possuem reprodução extensa (ou talvez contínua) ao longo do ano e não sazonal.

Como o número de girinos de *H. leucopygia* encontrados nos períodos diurno e noturno não diferiram significativamente, supostamente a atividade da espécie deva ser contínua nos dois períodos. Contudo pudemos constatar, no campo, que os girinos só eram visualizados sobre o folhiço do fundo do riacho durante o período noturno, o que aponta para a possibilidade de uma atividade noturna pelos girinos desta espécie de anuro.

A densidade dos girinos de *Hyla leucopygia* variou de forma diferente nos dois riachos, não havendo um período de recrutamento e não tendo sido significativamente diferentes as densidades entre as estações seca e chuvosa.

As variações das médias da temperatura da água dos dois riachos e da pluviosidade média não afetaram a variação da densidade de girino de *Hyla leucopygia* por metro de calha de rio durante o período de amostragem.

5. Referências Bibliográficas

Bergallo, H. G. Rocha, C. F. D. Alves, M. A. S. Van Sluys, M. 2000. A Fauna Ameaçada do Estado do Rio do Janeiro. Ed. Uerj. FAPERJ.

Bittencourt, E. B. 1997. Ecologia do ectoparasitismo na comunidade de pequenos mamíferos da Mata Atlântica da Ilha Grande, RJ: composição, prevalência e intensidade parasitária nos hospedeiros. Dissertação de Mestrado, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, RJ.

NUCLEN. 1996 – Central Nuclear de Angra, Estação Metereológica, Angra dos Reis, Rio de Janeiro.

Zar, J. H. 1984 Biostatistical Analysis. Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, New York, 718 pp.

Apoio: CEADS\UERJ; Vitor Nelson bolsista Pibic\UERJ;Carlos Frederico Duarte da Rocha e Monique Van Sluys: bolsistas de produtividade em pesquisa CNPq (#300819/94-3,302405/02-0, respectivamente).

O processo de fragmentação diminui o controle de formigas cortadeiras (hymenoptera: formicidade) por parasitas (diptera: phoridae)?

Walkiria Rejane de Almeida[1], Rainer Wirth[2] & Inara R. Leal[1]
1Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco 50670-901 Recife, PE, Brasil. E-mail: walreal@yahoo.com.br
2Abteilung Allgemeine Botanik, Universität Kaiserslautern, Postfach 3049, 67653 Kaiserslautern, Alemanha.

1. Introdução

A fragmentação de florestas tropicais tem se intensificado nos últimos anos com uma taxa de desmatamento que excede 150.000Km2 anualmente, resultando em uma paisagem fragmentada (Whitmore, 1997). As conseqüências primárias dessa fragmentação são: (1) a redução e isolamento dos habitat e (2) o aumento na razão borda/interior dos remanescentes, que resulta em modificações físicas e biológicas conhecidas como efeito de borda (Sauders *et al*., 1991). Essas mudanças levam a alterações na composição das espécies, nos processos ecológicos e, portanto, na estrutura da floresta (Murcia, 1995; Laurence, 1997).

As formigas cortadeiras do gênero *Atta* (Formicidae, Myrmicinae, Attini) apresentam distribuição de 33°N a 44°S, com centro de origem e diversidade no Brasil (Cherrett, 1989) e são consideradas os herbívoros predominantes nos ecossistemas neotropicais (Hölldobler & Wilson, 1990). Colônias maduras contêm milhões de operárias coletando muitos quilogramas de vegetação por ano (Fowler *et al*., 1990; Wirth *et al*., 1997; Herz *et al*., 1998).

Um aspecto da biologia das formigas cortadeiras que tem escapado à atenção dos pesquisadores são as interações destes insetos com um de seus principais inimigos naturais: várias espécies de moscas parasitas da família Phoridae (Diptera). A simples presença dessas moscas pode alterar o comportamento das operárias e reduzir sua capacidade de forrageamento através da redução no tamanho das trilhas e no número de fragmentos vegetais transportados até a colônia (Orr, 1992; Feener & Brown, 1997; Erthal & Tonhasca-Jr, 2000). Desta forma, essas moscas causam impacto na sobrevivência das colônias de formigas cortadeiras, constituindo um fator de regulação populacional do tipo "top-down", onde as populações de um nível trófico são reguladas pelo nível trófico superior, ou seja, por predação e/ou parasitismo.

Como os níveis tróficos superiores (predadores e parasitas) são mais fortemente afetados durante o processo de fragmentação, uma vez que suas populações dependem do estabelecimento prévio e com sucesso das populações dos níveis tróficos mais baixos (presas e hospedeiros) (Kruess & Tscharntke, 1994), é razoável supor que as formigas cortadeiras sofrem um controle "top-down" menos intenso em áreas fragmentadas. Assim, este trabalho tem como objetivo estudar a ação dos parasitas (controle top-down) como regulador das populações de formigas cortadeiras em fragmentos de floresta.

2. Métodos

O estudo foi desenvolvido em área de floresta da Usina Serra Grande, município de São José da Laje, Alagoas, à cerca de 70km da costa Atlântica. A área de estudo encontra-se em terreno montanhoso (ca. 500 de altitude), com a presença de vales rasos e largos, característicos da Superfície da Borborema, na área de transição para a planície costeira, com solos dos tipos Latossolos e Podzólicos distróficos (IBGE, 1985). O clima é tropical quente úmido, com três meses de estação seca (*sensu* IBGE, 1985). A temperatura média anual varia de 22 a 24°C e a precipitação média anual é de 1200 mm.

Para a realização do estudo foram selecionados dois fragmentos, um com aproximadamente 3.000 ha, sendo utilizado como área controle, e outro com cerca de 300 ha. A fim de avaliar diferenças nas taxas de ataque devido ao efeito de borda, foram marcadas cinco colônias de *Atta laevigata* na borda e cinco no núcleo da área controle. Já para investigar as diferenças devido ao efeito de redução e isolamento do habitat, outras cinco colônias foram marcadas no fragmento, perfazendo um total de 15 colônias.

Para verificar o período de atividade dos forídeos, três colônias foram visitadas a cada duas horas, ao longo de um dia (24h). Em cada visita foi contado o número de operárias atacadas durante o tempo fixo de cinco minutos, em todas as trilhas de forrageamento ativas e nos olheiros de limpeza. A partir do estabelecimento do horário de maior atividade dos forídeos, todas as observações foram tomadas nesse horário.

Em cada colônia foi realizada uma perturbação introduzindo uma vara flexível com aproximadamente um metro de comprimento em um olheiro de limpeza, com movimentos repetidos durante um minuto. Esse procedimento foi realizado em três olheiros. Para cada olheiro, o tempo de aparecimento do primeiro forídeo, o número de forídeos atraídos e o número de ataque às operárias foram monitorados durante 10 minutos a partir da saída da primeira formiga. As colônias foram monitoradas a cada dois meses, durante o período de um ano. O trabalho foi iniciado em novembro de 2002, faltando apenas as coletas de julho e setembro de 2003 para seu término. Foi utilizada análise de variância não-paramétrica (Kruskal-Wallis) para comparar o tempo de aparecimento do primeiro forídeo, o número de forídeos atraídos e o número de ataques às formigas entre os habitat. A normalidade dos dados foi testada com Kolmogorov-Smirnov (Lilliefors).

3. Resultados e Discussão

O período de atividades dos forídeos foi diurno, especialmente das 10:00 às 14:00 horas, com o número máximo registrado de quatro indivíduos durante cinco minutos. Embora em algumas colônias tenham sido observados poucos forídeos ativos à noite.

Foram registrados ataques às formigas tanto nas trilhas de forrageamento quanto nos olheiros de limpeza. O ataque nas trilhas de forrageamento é predominantemente aos soldados, enquanto que nos olheiros de limpeza, às operárias.

Esse é o primeiro trabalho que registra atividade de forídeos durante a noite, nos olheiros de limpeza, com ataques a operárias. Outros trabalhos enfatizam o padrão diurno destes animais (Orr, 1992) e relacionam a atração dos forídeos à atividade de forrageamento das formigas (Bragança *et al*., 1998; Tonhasca-Jr. & Bragança, 2000). Esses trabalhos descrevem ataques somente a soldados, e sugerem que o tamanho médio das forrageadoras seria menor durante o dia devido a uma preferência dos forídeos a formigas maiores.

A maior abundância de forídeos foi registrada na área controle (interior e borda), sendo esta diferença significativa somente quando comparada ao fragmento ($H = 17,3023$, $p < 0,05$). Esse resultado indica que os forídeos são afetados pelos efeitos de redução e isolamento dos habitats, como proposto inicialmente.

Como conseqüência da maior quantidade dessas moscas na área controle, o tempo de aparecimento do primeiro forídeo após a perturbação foi significativamente menor nesse ambiente ($H = 13,1098$, $p < 0,05$). Em decorrência desse fator, a taxa de ataque às formigas foi significativamente maior no interior da floresta ($H = 21,0138$, $p < 0,01$), mas não houve diferença significativa entre o número de ataques na borda da área controle e no fragmento ($p > 0,05$). Esses resultados, em conjunto, mostram que os forídeos constituem de fato um regulador mais intenso às populações de formigas cortadeira na área controle que no fragmento.

4. Conclusão

Apesar da atividade predominantemente diurna, os forídeos também podem atacar as formigas à noite e nos olheiros de limpeza. A abundância dos forídeos e o ataque às formigas são maiores na área controle que no fragmento, o que indica que estas moscas constituem um controle "top-down" mais intenso para as populações das formigas cortadeiras *Atta laevigata* em áreas mais preservadas. Por fim, os resultados mostram que o controle dos forídeos é mais influenciado pela redução e isolamento dos habitats que pelo efeito de borda.

5. Bibliografia

Bragança, M.A.L., Tonhasca-Jr., A. & Della Lucia, T.M.C. 1998. Reduction in the foraging activity of the leaf-cutting ant *Atta sexdens* caused by the phorid *Neodohrniphora* sp. Entomologia Experimentalis et Applicata, 89: 305-311.

Cherrett, J.M. 1989. Leaf-cutting ants. In: Lieth, H. & Werger, M.J.A. (eds.) Ecosystems of the world. Elsevier, Amsterdam-Oxford-New York, pp: 473-486.

Erthal Jr., M. & Tonhasca Jr., A. 2000. Biology and oviposition behavior of the phorid *Apocephalus attophilus* and the responce of its host, the leaf-cutting ant *Atta laevigata*. Entomologia Experimentalis et Applicata 95: 71-75.

Feener, Jr., D. H. & Brown, B. V. 1997. Diptera as parasitoids. Annual Review of Entomology 42: 73-97.

Fowler, H.G.; Pagani, M.I.; Da Silva, A.O.; Forti, L.C.; Pereira da Silva, V. & De Vasconcelos, H.L. 1989. A pest is a pest is a pest? The dilemma of neotropical leaf-cutting ants: keystone taxa of natural ecosystems. Environmental Managment 13: 671-675.

Herz, H.; Wirth, R.; Hölldobler, B. & Beyschlag, W. 1998. High rate of leaf-cutter ant colony movements in a tropical forest. In: Dalitz, H.; Haverkamp, M.; Homeier, J. & Breckle, S. W. (eds.) Kurzbeiträge zur Tropenökologie. Bielefelder Ökologische Beiträge, GTÖ 98.

Hölldobler, B. & Wilson, E.O. 1990. The ants. Harvard University Press, Cambridge, USA.

IBGE. 1985. Atlas Nacional do Brasil: região Nordeste. Rio de Janeiro.

Kruess, A. & Tscharntke, T. 1994. Habitat fragmentation, species loss and biological control. Science 264: 1581-1584.

Laurance, W. F. 1997. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O. (eds.) Tropical forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press. Chicago, pp: 71-83.

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: application for conservation. Trends in Ecology and Evolution 10: 58-62.

Orr, M.R. 1992. Parasitic flies (Diptera: Phoridae) influence foraging rythms and caste division of labor in leaf-cutter ant, *Atta cephalotes* (Hymenoptera: Formicidae). Behavioral Ecology and Sociobiology 30: 395-402.

Saunders D.A.; Hobbs R.J.; Margules C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology 5: 18-32.

Tonhasca-Jr., A. & Bragança, M.A.L. 2000. Effect of leaf toughness on the susceptibility of leaf-cutting ant Atta sexdens to attacks of a phorid parasitoid. Insectes Sociaux 47: 220-222.

Whitmore, T.C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O. (eds.) Tropical forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press. Chicago, pp: 3-12.

Wirth, R.; Beyschlag, W.; Ryel, R.J. & Hölldobler, B. 1997. Annual foraging of the leaf-cutting ant *Atta colombica* in a semideciduous rain forest in panama. Journal of Tropical Ecology 13: 741-757.

Zar, J.H. 1996. Biostatistical analysis. Prentice Hall, Inc., New Jersey

(CNPq; Capes/DFG processo no. 0007/01, Profix_CNPq processo no: 540322/01-6)

Diversidade de espécies arbóreas em trecho florestal de encosta, em estágio médio de sucessão, no município de Parati – RJ [1].

Welington Kiffer de Freitas[2]; Luís Mauro S. Magalhães[3]; Antônio T. Silva[4]; Marco A S. Pinheiro[5]

[1]Estudos desenvolvidos com recursos do PRODETAB, convênio EMBRAPA/UFRuralRJ/FAPUR; [2] Msc. Eng. Florestal, Secretaria de Ciência e Tecnologia do Estado do Rio de Janeiro. wkiffer@terra.com.br [3] Dr, professor Adjunto DCA/IF/UFRuralRJ; [4] Eng. Florestal [5] Biólogo.

1. Introdução

Originalmente, a Mata Atlântica cobria uma área de aproximadamente 1,3 milhão de km², em 17 Estados, ocupando cerca de 15% do território brasileiro. Hoje este bioma está reduzido a menos de 7% do total, restando cerca de 90 mil km². Este fator aliado à ocorrência de altos índices endemismo a coloca entre os *hotspots* mundiais, tornando-a um dos ecossistemas mais ameaçados no mundo (SOS Mata Atlântica, 1998).

Os hotspots são regiões que se destacam por sua extrema di-

versidade biológica e que, ao mesmo tempo, encontram-se sob alto grau de ameaça. Ocupando apenas 1,4% da superfície da terra, estas regiões abrigam 60% da vida terrestre do planeta e apresentam um nível de alteração em que 75% ou mais de sua vegetação original já foi destruída (Myers *et al*, 2000).

Em decorrência das diferenças ecológicas, ambientais e sócio-econômicas é possível encontrar neste bioma diferentes comunidades. Vários estudos vêm descrevendo os principais tipos fisionômicos e composições florísticas da vegetação da Mata Atlântica (Castro & Peixoto, 2001; Tabarelli & Mantovani, 1999), que se apresenta distribuída em gradientes, com variação apreciável na fisionomia, florística, abundância e diversidade de espécies.

No presente estudo foi analisada a estrutura horizontal e a diversidade de espécies do componente arbóreo de um trecho de floresta secundária de encosta na região da Mata Atlântica em estágio médio de sucessão.

2. Material e Métodos

O presente estudo foi realizado em um trecho florestado, em estágio médio de sucessão, localizado entre as coordenadas geográficas 23°09'62"S e 44°44'13" W e altitude em torno dos 300m, situada no distrito da Graúna, Município de Parati – RJ.

O método adotado foi de amostragem sistemática em faixas, utilizando transectos de 10x100m, dividido em 10 sub-parcelas de 10x10m, totalizando 1.000m^2. Todas as árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) igual ou acima de 5 cm foram marcadas e identificadas. Todos os indivíduos tiveram ramos coletados e prensados em jornal, ainda no local da coleta. Em seguida, as plantas foram identificadas através de pesquisas bibliográficas, consulta a especialistas, além de visitas aos Herbários do Jardim Botânico do Rio de Janeiro e da UFRuralRJ.

3. Resultados e Discussão

Neste estudo foram encontrados 126 indivíduos, distribuídos por 20 famílias, pertencentes a 30 gêneros e 37 espécies. A densidade total absoluta para esta parcela foi de 1.260 indivíduos/ha.

As famílias Euphorbiaceae, Lauraceae, Mimosaceae, Solanaceae, Boraginaceae, Caesalpinaceae, Fabaceae, Melastomataceae, Meliaceae, Rubiaceae e Sapindaceae apresentaram a maior riqueza específica, contribuindo com cerca de 80% do total das espécies encontradas na fitocenose. Segundo Tabarelli & Mantovani (1999), das 11 famílias com maior riqueza específica, apenas uma (Solanaceae) não foi apontada como uma das famílias com maior riqueza florística da Mata Atlântica de encosta.

Aproximadamente 77% dos indivíduos distribuem-se entre 4 famílias. A família Mimosaceae apresentou maior número de indivíduos (18,25%), seguido das famílias Lauraceae (13,49%), Sapindaceae (11,90%), Euphorbiaceae (8,73%) e Solanaceae (8,73%).

Poucas espécies destacaram-se quantitativamente na área de estudo. As espécies mais representativas foram: *Piptadenia paniculata* Benth (15,87%), *Nectandra mebranacea* Nees (11,11%), *Alophyllus* cf. *membranifolius* Radlk (8,73%).

O índice Shannon – Weaver (H') encontrado nesta comunidade foi de 3,204. Este valor encontra-se bastante próximo dos obtidos em levantamentos similares realizados nas cercanias do Parque Nacional de Itatiaia – RJ (3,55) (Guedes-Bruni,1998).

4. Conclusões

- A fitocenose encontra-se em processo de transição de sucessão de estágio médio para avançado.
- A área de estudo apresenta elevada densidade de espécies, entretanto vem sofrendo diversas intervenções antrópicas.
- O índice de H' apresentou valores próximos aos encontrados para trechos conservados de Mata Atlântica.
- Os resultados obtidos favorecem a proposição de novas hipóteses de trabalho, com intuito de fornecerem mais subsídios para o manejo florestal.

5. Referências Bibliográficas

Castro, A. G. & Peixoto, A. L. Levantamento florístico de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica de Bananal, Serra da Bocaina, Banal, SP *In: 52º Congresso Brasileiro de Botânica / XXIV Reunião Nordestina de Botânica. (Resumos)*. João Pessoa, PB, 2001. João Pessoa: SBB: UFPB, 2001. p.219.

Guedes-Bruni, R. R *Composição, Estrutura e Similaridade florística de dossel em seis unidades de Mata Atlântica no Rio de Janeiro*. Tese Doutorado: USP: São Paulo, 1998. 231p.

Myers, N, Mittermeier, R. A, Mittermeier, C.G, Fonseca, G.A.B & Kent, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403 : 853 - 858. 2000

SOS Mata Atlântica. *Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 1990-1995*. São Paulo. Fundação SOS Mata Atlântica / Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais / Instituto Socioambiental. 1998. 55p.

Tabarelli, M. & Mantovani, W. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil*). Revta Brasil. Bot*., São Paulo, V.22, n.2, p.217-223, ago. 1999.